



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EVALUACIÓN DEL SUELO Y DEL MICROBIOMA DE LA ZONA RIPARIA**  
**DEL RÍO CHIQUITO EN MORELIA, MICHOACÁN**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**LIC. LIZETH AGUIRRE ALBERTO**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. PABLO FABIÁN JARAMILLO LÓPEZ**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

**COMITÉ TUTOR: DRA. MAYRA ELENA GAVITO PARDO**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM  
**DRA. MARÍA GUADALUPE BARAJAS GUZMÁN**  
FACULTAD DE CIENCIAS, CIUDAD UNIVERSITARIA, UNAM

**MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO. AGOSTO, 2023**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EVALUACIÓN DEL SUELO Y DEL MICROBIOMA DE LA ZONA RIPARIA**  
**DEL RÍO CHIQUITO EN MORELIA, MICHOACÁN**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**LIC. LIZETH AGUIRRE ALBERTO**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. PABLO FABIÁN JARAMILLO LÓPEZ**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

**COMITÉ TUTOR: DRA. MAYRA ELENA GAVITO PARDO**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM  
**DRA. MARÍA GUADALUPE BARAJAS GUZMÁN**  
FACULTAD DE CIENCIAS, CIUDAD UNIVERSITARIA, UNAM

**MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO. AGOSTO, 2023**

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ENTIDAD IIES-M

OFICIO CPCB/372/2023

ASUNTO: Oficio de Jurado

**M. en C. Ivonne Ramírez Wence**  
Directora General de Administración Escolar, UNAM.  
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **20 de febrero de 2023**, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**, en el campo de conocimiento de MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS, de la estudiante, **AGUIRRE ALBERTO LIZETH** con número de cuenta **521014340** con la tesis titulada, "**EVALUACIÓN DEL SUELO Y DEL MICROBIOMA DE LA ZONA RIPARIA DEL RÍO CHIQUITO EN MORELIA, MICHOACÁN**", realizada bajo la dirección del **DR. PABLO FABIAN JARAMILLO LÓPEZ**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. SILKE CRAM HEYDRICH  
Vocal: DRA. ADRIANA CAROLINA FLORES DÍAZ  
Secretario: DRA. MAYRA ELENA GAVITO PARDO  
Vocal: DRA. MARÍA LOURDES GONZÁLEZ ARQUEROS  
Vocal: DR. GILBERTO VELA CORREA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**A T E N T A M E N T E**  
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 04 de mayo de 2023

**COORDINADOR DEL PROGRAMA**



**DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**



## **AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES**

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, por permitirme formar parte del programa de Maestría, además de las facilidades prestadas para resolver diversos asuntos y dudas durante mi permanencia.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo brindado para obtener el grado de Maestría, con la convocatoria Becas CONACYT Nacionales 2021, con número de CVU 1101297.

A mi tutor principal, Dr. Pablo Jaramillo, por aceptarme y brindarme su confianza para desarrollar el proyecto hasta donde fuera posible.

Al Comité Tutorial, Dra. Mayra Gavito y Dra. Guadalupe Barajas, por todos sus comentarios, su paciencia y la confianza brindada para robustecer el trabajo.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

A los miembros del jurado: Dra. Lourdes González, Dra. Adriana Flores, Dr. Gilberto Vela y Dra. Silke Cram, por su paciencia y sus valiosos comentarios para que se consolidara un trabajo de calidad.

A la M. en C. Maribel Nava por su apoyo técnico para el análisis de nitratos.

A la Mtra. Hilda Rivas del Laboratorio Análisis de Suelos y Agua en el CIGA, UNAM, por su apoyo técnico y recomendaciones para mis muestras.

A la Dra. Agueda Ceniceros por las facilidades prestadas, a través del Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental de la Facultad de Química en Ciudad Universitaria, UNAM.

Al equipo del Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad, UNAM, por el apoyo para los análisis entre otras actividades.

A la Dra. Ruth Villanueva y Dra. Norma Pano por su apoyo técnico en el Laboratorio de Geoquímica de Fluidos Geotérmicos, del Instituto de Geofísica Unidad Morelia.

A la M. en C. Guadalupe Cornejo por su apoyo con la descripción de la vegetación en la ciudad de Morelia.

Al equipo del Laboratorio de Agroecología, John Larsen, Carlos González, Miguel Nájera, Raúl Omar, Ricardo, Alfredo, Andrea, Tsiri, Osmar, Jaen, Oscar, Jafeth, por brindarme su ayuda en campo y sus comentarios en los seminarios.

A mis grandes amistades, Lourdes Vanesa, Mariana, María Teresa, Brenda Abril, Cintia Nayeli, Elba Cristina, Cecilia Gabriela, Luis Alberto, Guillermo, que aun a la distancia, fueron mi gran soporte emocional.

También a la Mtra. Lourdes por su apoyo y confianza, aunque ya no fuera su alumna.

A Iván Ek por tratar de acompañarme y de aprender juntos.

A Jorge Cortés, Francisco Balvino, Veronica, Jose Luis, Gumersindo, por aceptarme en sus salidas y brindarme su apoyo durante mi estancia en Morelia.

Y principalmente a mis padres, hermanas y hermanos, por alentarme e impulsarme en cada decisión que tomé en este paso académico y personal.

# ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS .....	I
LISTA DE TABLAS.....	II
ABREVIATURAS.....	III
RESUMEN .....	1
ABSTRACT .....	3
1. INTRODUCCIÓN.....	4
1.1 HIPÓTESIS.....	6
1.2 OBJETIVOS.....	6
2. ANTECEDENTES.....	7
2.1 LAS ZONAS RIPARIAS EN LAS CIUDADES .....	7
2.2 GENERALIDADES DE LOS SUELOS EN LAS ZONAS RIPARIAS .....	9
2.3 GENERALIDADES DE LAS COMPOSTAS ORGÁNICAS.....	11
2.4 BREVE HISTORIA DEL RÍO CHIQUITO DE MORELIA .....	13
3. METODOLOGÍA.....	17
3.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO.....	17
3.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO.....	24
4. RESULTADOS .....	27
4.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO RIPARIO .....	27
4.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO.....	38
5. DISCUSIÓN.....	41
5.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO RIPARIO .....	41
5.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO.....	46
5.3 IMPLICACIONES DEL ESTUDIO .....	49
6. CONCLUSIONES.....	52
7. LITERATURA CITADA .....	53
APÉNDICE I.....	63
APÉNDICE II.....	64

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de la definición de una zona riparia. Vista vertical. Modificado de Project Watershed Society (2018).

Figura 2. Los Filtros Viejos y la cañada en el río Chiquito, Morelia, Michoacán. Foto: Jiménez Ontiveros, febrero 2014.

Figura 3. Cauce rectificado del río Chiquito en la ciudad de Morelia. (Sánchez y Urquijo, 2020).

Figura 4. Ubicación del río Chiquito con los sitios de muestreo en Morelia, Michoacán.

Figura 5. Procedimiento general para la extracción de nematodos de suelo.

Figura 6. Sitio de referencia en el nacimiento del río Chiquito cerca de San Miguel del Monte (Sitio MM).

Figura 7. Sitio de muestreo en la entrada del río a la ciudad, entre la Avenida Periférico y la Avenida Solidaridad (Sitio PER).

Figura 8. Sitio de muestreo intermedio en la zona urbana del río, entre la Avenida Juárez y la Avenida Solidaridad (Sitio JUA).

Figura 9. Sitio de muestreo al final del río Chiquito, cerca del río Grande (Sitio GDE).

Figura 10. Características químicas del suelo ripario por sitio, en 0-20 cm de profundidad.

Figura 11. Elementos potencialmente tóxicos (EPT) por sitio en  $\text{mg kg}^{-1}$  en 0-20 cm de profundidad. El As no se representa.

Figura 12. Nematofauna promedio en 100 mL de suelo fresco por sitio, en 0-20 cm de profundidad.

Figura 13. Proporción de grupos de nematodos en 100 mL de suelo fresco por sitio, en 0-20 cm de profundidad ( $n=6$ ).

Figura 14. Proporción de grupos de microorganismos en 0-20 cm de profundidad ( $n=6$ ). El sitio JUA no fue muestreado.

Figura 15. PCA de las características del suelo ripario del suelo ripario de los sitios de estudio en 0-20 cm de profundidad ( $n = 6$ ).

Figura 16. Representación visual de las variables con fuerte correlación positiva y negativa en los primeros dos componentes del PCA de las características del suelo ripario.

Figura 17. PCA de las variables del microbioma del suelo ripario en tres sitios de estudio, en 0-20 cm de profundidad ( $n = 6$ ).

Figura 18. Temperaturas de la composta Bokashi con suelo ripario durante 28 días.

Figura 19. Proceso de compostaje con el suelo ripario.

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Resumen y comparación de las funciones y servicios ecosistémicos de las zonas riparias y el suelo ripario.

Tabla 2. Sitios de muestreo a lo largo del cauce del río Chiquito en Morelia.

Tabla 3. Ingredientes para la preparación de 65 kg de BSR.

Tabla 4. Características físicas del suelo ripario por sitio en el río Chiquito (0-20 cm de profundidad).

Tabla 5. Comparación del BSR y el suelo ripario inicial.

Tabla 6. Valores de pH, CE y temperatura de la composta BSR en la semana 1 y 4 comparado con el suelo ripario control.

Tabla 7. Características por sitio relacionados con las condiciones del suelo ripario superficial del río Chiquito de Morelia, Michoacán, en la actualidad.

Tabla 8. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos totales en el suelo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), a lo largo de la zona riparia del río Chiquito en Morelia.

Tabla 9. Comparación general de las especificaciones para compostas en México con la composta BSR final.

Tabla 10. Comparación de la concentración de EPT ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de la composta BSR con las sugeridas para compostas tipo III.

## ABREVIATURAS

°C	grados centígrados	Kg	kilogramo
µm	micrómetros	km	kilómetros
Al	Aluminio	L	litros
As	Arsénico	LDD	Debajo del límite de detección
BSR	Bokashi con suelo ripario	m	metros
C/N	carbono/nitrógeno	mg	miligramo
CA	capacidad de aireación	mL	mililitros
CC	capacidad de campo	MM	Sitio San Miguel del Monte
Cd	Cadmio	MO	materia orgánica
CE	conductividad eléctrica	mS	milisiemens
CF	capacidad filtro	N	nitrógeno
CH	conductividad hidráulica	nmol	nanomol
cm	centímetros	NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
COT	carbono orgánico total	Pb	Plomo
Cr	Cromo	PCA	Análisis de Componentes Principales
CRT	Concentración de Referencia Total	PER	Sitio Avenida Periférico
DA	densidad aparente	pH	potencial de hidrógeno
dCC	capacidad de agua disponible	SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
EPT	elementos potencialmente tóxicos	UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
Fe	Hierro	VTP	volumen total de poros
GDE	Sitio Río Grande	WCFA	ácidos grasos de célula completa
GLM	Modelo Lineal Generalizado	YR	Amarillo-Rojo
HMA	hongos micorrícicos arbusculares	Zn	Zinc
IMPLAN	Instituto Municipal de Planeación de Morelia		
JUA	Sitio Avenida Juárez		
KCl	Cloruro de Potasio		

## RESUMEN

Las zonas riparias son regiones semiterrestres que interconectan los ecosistemas terrestres y acuáticos en las cuencas y proveen servicios ecosistémicos, sin embargo, hay una problemática de degradación de las zonas riparias por la actividad humana. En la ciudad de Morelia, Michoacán, una de las zonas riparias se ubica al sureste de la ciudad, en el río Chiquito, el cual, al atravesar la ciudad se convierte en vertedero de aguas residuales. En este estudio se propuso la evaluación de las condiciones del suelo de la zona riparia y la determinación del nivel de contaminación en la zona urbana, además de identificar a los grupos de nematodos y otros organismos edáficos como bioindicadores. Por último, se propuso una posible técnica para la remediación de suelos riparios contaminados. Para la evaluación del suelo de la zona riparia del río Chiquito de la ciudad de Morelia, se establecieron tres puntos de muestreo potencialmente contaminados a su paso por la ciudad, y una referencia sin contaminación, cerca del nacimiento del río. Del suelo ripario se cuantificaron características físicas (densidad aparente, porosidad, humedad, color, textura), químicas (pH, materia orgánica, nitratos, As, Cd, Cr, Pb, Zn) y del microbioma (nematodos y microorganismos). En el sitio de referencia, el suelo presentó menos disturbio, lo que podría estar relacionado con su lejanía de la ciudad. En la entrada a la ciudad, los resultados de alta densidad aparente, baja humedad, baja porosidad y materia orgánica se relacionan con compactación. Mientras que al final del río, se observa contaminación, ya que los resultados mostraron mayor concentración de EPT y de nematodos bacterívoros con bacterias gramnegativas. Las características encontradas dentro de la ciudad indican posibles problemáticas en el suelo ripario. Se seleccionó el sitio con contaminación potencial para realizar un compostaje Bokashi mezclado con suelo ripario como propuesta de remediación del suelo. De la composta y la muestra de suelo ripario se compararon parámetros físicos, químicos y se cuantificó la nematofauna, y se evaluaron las características de la composta durante y al final del proceso. Los resultados permitieron determinar que parece viable la remediación *ex situ* del suelo ripario a partir del compostaje Bokashi, ya que en un mes se mejoraron los valores de pH relación carbono/nitrógeno, y se diluyó la concentración de EPT. En futuros estudios sería deseable verificar el efecto biológico de este tratamiento y optimizar la calidad del compostaje. Este trabajo representa un

apoyo para futuras decisiones de manejo del suelo de las zonas riparias en las ciudades.

## **ABSTRACT**

Riparian zones are semi-terrestrial regions that interconnect terrestrial and aquatic ecosystems in watersheds and provide ecosystem services; however, there is a problem of degradation of riparian zones due to human activity. In the city of Morelia, Michoacán, one of the riparian zones is located southeast of the city, in the Chiquito River, which, as it crosses the city, becomes a wastewater dump. This study proposed the evaluation of the soil conditions of the riparian zone and the determination of the level of contamination in the urban zone, in addition to identifying groups of nematodes and other edaphic organisms as bioindicators. Finally, a possible technique for the remediation of contaminated riparian soils was proposed. For the evaluation of the soil of the riparian zone of the Chiquito River in the city of Morelia, three potentially contaminated sampling points were established as it passes through the city, and one non-contaminated reference point, near the source of the river. Of the riparian soil, physical (bulk density, porosity, moisture, color, texture), chemical (pH, Organic Matter, nitrates, As, Cd, Cr, Pb, Zn) and microbiome (nematodes and microorganisms) characteristics were quantified. At the reference site, the soil showed less disturbance, which could be related to its remoteness from the city. At the entrance to the city, the results of high bulk density, low moisture, low porosity, and organic matter are related to compaction. While at the end of the river, contamination is observed, as the results showed higher concentrations of PTE and bacterivorous nematodes with Gram-negative bacteria. The characteristics found within the city indicate possible problems in the riparian soil. The site with potential contamination was selected for Bokashi compost mixed with riparian soil as a soil remediation proposal. Physical and chemical parameters of the compost and the riparian soil sample were compared, nematofauna were quantified, and the characteristics of the compost were evaluated during and at the end of the process. The results allowed us to determine that ex situ remediation of riparian soil from Bokashi compost seems feasible, since in one month the pH values and carbon/nitrogen ratio improved, and PTE concentration was diluted. In future studies, it would be desirable to verify the biological effect of this treatment and to optimize compost quality. This work represents a support for future soil management decisions in riparian zones in cities.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las zonas riparias son espacios semiterrestres que interconectan los ecosistemas terrestres y acuáticos en las cuencas hidrográficas. Las cuencas son territorios donde el agua es un recurso clave para la conservación de los ecosistemas y para el desarrollo económico (Mokondoko-Delgadillo et al., 2018). Por ello, se considera que las zonas riparias proveen servicios ecosistémicos y tienen el potencial para mitigar la contaminación, hasta contribuir en el mejoramiento de la calidad del agua (Nava-López et al., 2016).

Las zonas riparias son vulnerables al cambio climático cuando sufren fuertes deterioros por la actividad antropogénica. Asimismo, la alteración de las zonas riparias asociadas a los ríos pueden desencadenar fenómenos como inundaciones o escasez de agua, contaminación, pérdida de biodiversidad, causando mayor impacto en zonas urbanas y peri-urbanas (Singh et al., 2021). Donde los suelos son mayormente afectados por estos procesos de alteración (Capon et al., 2013). Por esta razón es necesario conocer el estado actual de las zonas riparias y sus componentes (González et al., 2016).

Se requiere realizar una evaluación para seleccionar la estrategia que permita mejorar las condiciones de la zona riparia (Naiman et al., 2005). Para ello se han implementado diversas prácticas para recuperar las zonas riparias degradadas. Las enmiendas orgánicas son parte de las estrategias más aplicadas por ser una alternativa económica para la recuperación de suelos degradados en diferentes ecosistemas (Larney y Angers, 2012).

Un ecosistema con problemáticas derivadas de la actividad antropogénica es el río Chiquito de Morelia en Michoacán, México (Güiza et al., 2020). El río Chiquito forma parte de la subcuenca del lago de Cuitzeo y es una fuente importante de agua para la ciudad de Morelia. Su cauce fue modificado al cruzar la ciudad, y se ha convertido en un vertedero de desechos y aguas residuales, lo cual afecta a los ecosistemas y a las comunidades humanas, ya que provocan una disminución de la calidad del agua para su consumo, así como aumentar la frecuencia de las inundaciones (Garduño-Monroy et al., 2014).

Este proyecto se enfoca en identificar las condiciones del suelo urbano como componente clave de la zona riparia del río Chiquito en la ciudad de Morelia. Para ello es importante determinar las propiedades físicas y químicas del suelo ripario, además de definir bioindicadores, tales como la nematofauna y otros microorganismos edáficos. Derivado de lo anterior, y una vez determinadas las condiciones originales del suelo ripario, se propone una enmienda orgánica con el suelo ripario para promover su remediación, preparada con residuos orgánicos de las actividades agrícolas alrededor de la ciudad y activada por microorganismos como las levaduras. Finalmente se integran los resultados para generar un diagnóstico del estado actual del suelo ripario y alternativas de mejoramiento.

## 1.1 HIPÓTESIS

El suelo de la zona riparia del tramo del río Chiquito que atraviesa la ciudad de Morelia presenta contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPT) y reducción de la abundancia del microbioma, debido a la transformación que ha sufrido el sistema ripario en la zona urbana por cambios en su cauce, deforestación y actividades humanas que generan contaminantes (residuos sólidos urbanos, aguas residuales y flujo vehicular).

## 1.2 OBJETIVOS

### **General:**

Analizar el cambio en las propiedades físicas, químicas, del microbioma y las concentraciones de EPT del suelo superficial en el tramo de la zona riparia del río Chiquito en la ciudad de Morelia, Michoacán.

### **Específicos:**

- a. Identificar y cuantificar los grupos funcionales de nematodos y los microorganismos del suelo para utilizarlos como bioindicadores de la calidad del suelo ripario.
- b. Determinar el nivel de contaminación por EPT en el suelo ripario superficial del río Chiquito comparado con la concentración de fondo y las concentraciones tóxicas en la normatividad nacional e internacional.
- c. Examinar la viabilidad de elaborar una enmienda orgánica fermentada preparada con el suelo del río Chiquito como técnica de remediación *ex situ* del suelo ripario potencialmente contaminado con EPT.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 LAS ZONAS RIPARIAS EN LAS CIUDADES

Las zonas riparias o riberas son áreas de transición que interconectan los ríos con los ecosistemas terrestres, y se convierten en hábitat para ciertas especies (González et al., 2016). Estas zonas suelen incluirse en los elementos de los ríos, aunque tienen sus propios procesos, debido a las inundaciones y otros factores ambientales como el clima y el suelo (Dwivedi et al., 2021).

Las zonas riparias urbanas son las áreas que interconectan los ecosistemas fluviales con las ciudades donde la dinámica es diferente a la de una zona riparia natural. Una de las diferencias en estas riberas es la modificación del flujo del agua, lo cual afecta la geomorfología, las funciones de los ecosistemas y las propiedades de las comunidades biológicas (Singh et al., 2021).

Las zonas riparias proveen funciones ecológicas, socioeconómicas y culturales que a su vez ofrecen servicios ecosistémicos (Tabla 1). En específico, los suelos riparios son la base de la mayor parte de las funciones y servicios ecosistémicos que ofrece la zona riparia (de Sosa et al., 2018). No obstante, para determinar las funciones ecosistémicas de las zonas riparias hace falta recopilar más aspectos sobre los suelos.

**Tabla 1.** Resumen y comparación de las funciones y servicios ecosistémicos de las zonas riparias y el suelo ripario.

<b>Funciones ecosistémicas</b>	<b>Servicios ecosistémicos de la zona riparia</b>	<b>Características relacionadas del suelo ripario</b>
Regulación	<i>Regulación:</i> Formación de suelo Mitigación de inundaciones Infiltración y almacén de agua Resistencia a plagas Control de contaminación y nutrientes Secuestro de carbono orgánico Reducción de la temperatura local	<i>Regulación:</i> Horizontes de suelo Capacidad de infiltración Textura y porosidad Diversidad trófica Capacidad filtro y amortiguadora Densidad aparente MO Soporte de plantas
Hábitat	<i>Soporte:</i> Mantenimiento de especies terrestres y acuáticas nativas	<i>Soporte:</i> Calidad del suelo Horizontes del suelo

	Refugio para especies	Soporte de plantas
Producción	<i>Provisión:</i> Acuicultura, agricultura de subsistencia Resistencia a plagas Materias primas para construcción y combustibles Recursos ornamentales	<i>Provisión:</i> Soporte de plantas Calidad del suelo Diversidad trófica Horizontes del suelo Textura y porosidad
Información	<i>Culturales:</i> Actividades culturales y artísticas Turismo Actividades de recreación Investigación y educación	<i>Culturales:</i> Calidad del suelo Estructura del suelo

---

Modificado de: Capon et al., 2013; de Sosa et al., 2018.

La pérdida y la contaminación de las zonas riparias por la acción antropogénica son una problemática a nivel global. Las zonas riparias son vulnerables a la contaminación, la degradación por el cambio de uso de suelo, la pérdida de biodiversidad por la introducción de especies, y a los efectos del cambio climático, siendo las inundaciones o la escasez de agua las consecuencias más graves (Stella y Bendix, 2018). Estos disturbios son acumulativos, por lo que la zona riparia pierde su resiliencia a lo largo del tiempo.

Por lo anterior, las zonas riparias se destacan como elementos importantes para el funcionamiento de las cuencas y los ríos (Garrido et al., 2010). Algunos proyectos se enfocan en la evaluación del estado de las zonas riparias por medio de métodos e índices con el fin de desarrollar estrategias de restauración (Naiman et al., 2005), aunque incluyen pocos parámetros relacionados con el suelo.

En Europa el más utilizado es el Índice de calidad de riberas o QBR, la cual ha tenido diversas modificaciones, donde se destacan principalmente aspectos físicos de la zona riparia como grado de cobertura, estructura, calidad y la naturalidad del cauce (Araya-Yannarella y Fernández-Hernández, 2017).

En América del Norte, se propusieron evaluaciones para las cuencas urbanizadas como el modelo de gestión de corredores de calidad para la restauración o WQCM-R (Water Quality Corridor Management-Restoration), donde se enfocan en identificar las zonas riparias prioritarias para la restauración en las ciudades con variables como la calidad de agua, uso de suelo, erosión, pendiente (Atkinson y Lake, 2020).

En México, está el caso de un río cercano a las comunidades rurales de la cuenca Margaritas en Chiapas donde se aplicó el índice de calidad de riberas (RQI) que abarca atributos visuales, sumado al índice del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico que incluye la calidad del agua con los macroinvertebrados (Escalona-Domenech et al., 2022). Un estudio en la Cuenca de Guadalupe en el área metropolitana de la Ciudad de México, recopiló de la zona riparia variables como calidad de agua, topografía, uso de suelo, elevación (Nava-López et al., 2016).

En Michoacán, hay trabajos donde se evaluaron las riberas naturales en algunos ríos de la cuenca de Cuitzeo. Por ejemplo, se generaron indicadores de degradación en suelos, resultado de la relación entre la metodología de evaluación de zonas riparias con la evaluación de la calidad del agua por lo que se recopilaron aspectos morfológicos del cauce, variables físicas del suelo y de la vegetación, y variables fisicoquímicas del agua (Mariano-Domínguez, 2008). En iniciativas relacionadas con el río Chiquito de Morelia no hay evaluaciones enfocadas a la zona riparia.

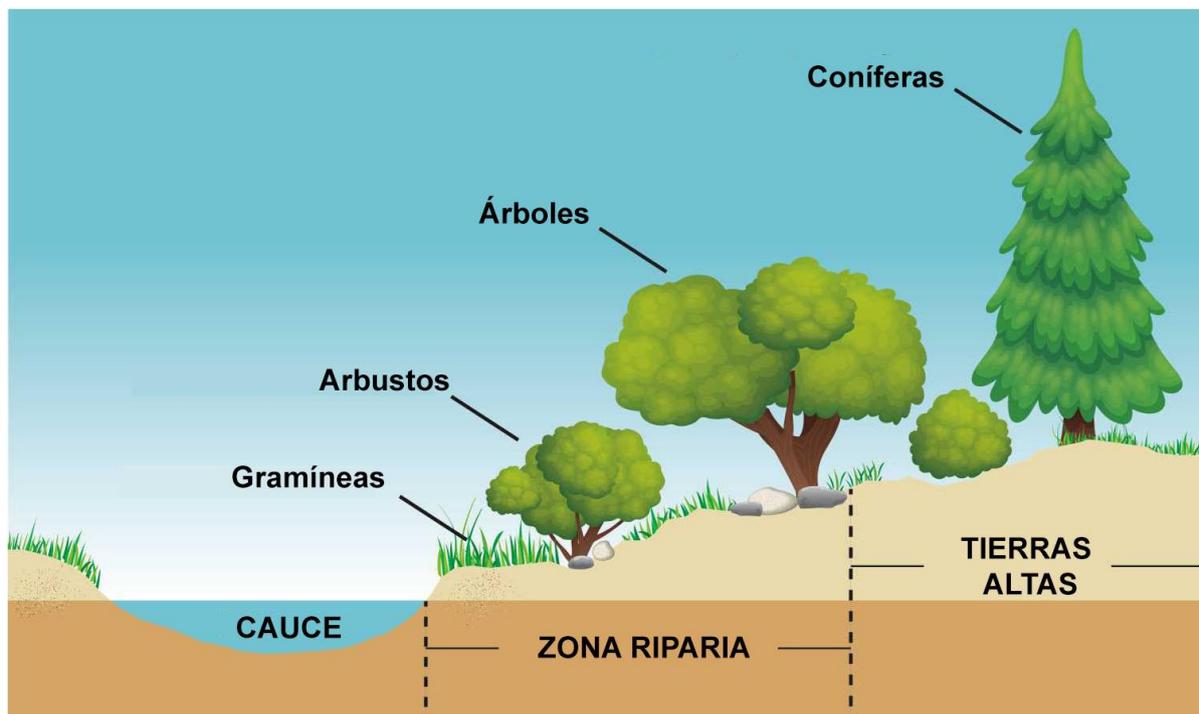
## **2.2 GENERALIDADES DE LOS SUELOS EN LAS ZONAS RIPARIAS**

Los suelos son cuerpos naturales tridimensionales no renovables, con procesos y funciones complejos. Los suelos tienen funciones que se suelen agrupar en: soporte para la vegetación, hábitat, regulación del ciclo hidrológico, reciclaje de nutrientes y desechos, modificación de la atmósfera, y base de construcción (Weil y Brady, 2017). De esta manera, el análisis de las funciones ecológicas del suelo permite construir una evaluación de la calidad del sitio.

La salud del suelo se ha enmarcado como la capacidad que tienen los suelos para funcionar como ecosistema, esto es, para recuperarse y mantener otros organismos y que se explica a partir de sus características físicas, químicas y biológicas (NRCS, 2022). Sigue en debate si debe usarse el término de salud del suelo, calidad del suelo o que sean equivalentes dependiendo de los objetivos de manejo del sitio (Costantini y Mocali, 2022). De estas propiedades, las biológicas han cobrado importancia recientemente, por lo cual se han desarrollado diversos métodos para estudiar organismos del suelo como artrópodos, lombrices, microorganismos, etc. (Geisen et al., 2019). Hay pocos estudios donde los nematodos se usan como indicadores

biológicos a pesar de que son organismos que se encuentran en la mayoría de los ecosistemas terrestres, poseen diversidad trófica, son poco móviles, responden a los cambios en el suelo a corto plazo y son fáciles de extraer (Biswal et al., 2022).

En el caso de los suelos de las zonas riparias (Figura 1) se caracterizan por estar saturados de agua, pueden retener materia orgánica, nitrógeno y fósforo, y sufren diferentes procesos pedogenéticos por la influencia del agua (Naiman et al., 2005). Los suelos riparios son la base de diversos procesos de la zona riparia por lo que también son vulnerables al cambio climático cuando sufren cambios bruscos (Capon et al., 2013). Por ello, se ha tratado de añadir el estudio de los suelos en la dinámica de las zonas riparias para lograr la recuperación del sitio.



**Figura 1.** Esquema general de la definición de una zona riparia. Vista vertical. Modificado de Project Watershed Society (2018).

Una de las problemáticas en los suelos es la contaminación derivada de la actividad urbana como la contaminación por elementos tóxicos. El riesgo de contaminación por elementos tóxicos en suelos se presenta cuando las concentraciones sobrepasan las concentraciones de origen natural (Palansooriya et al., 2020). Los suelos de las zonas riparias también son susceptibles a la contaminación inorgánica por la retención de sedimentos contaminados en la superficie por la dinámica del flujo de agua (Pavlović et al., 2019). Es necesario realizar una determinación sobre el nivel de contaminación en suelos, tanto naturales como urbanos, para crear acciones de recuperación.

### **2.3 GENERALIDADES DE LAS COMPOSTAS ORGÁNICAS**

Las enmiendas orgánicas son aquellos sustratos o productos orgánicos que tienen el potencial de recuperar la calidad y/o la función de los suelos que han sido alterados por la actividad antropogénica. Las enmiendas pueden modificar diversas propiedades en el suelo que afectan a la dinámica del contaminante o la del mismo suelo, y además contribuyen a la reutilización de algunos residuos orgánicos y con ello a reducir su problemática por disposición inadecuada. Estas enmiendas se clasifican por el tipo de residuos orgánicos que contienen (Gómez-Sagasti et al., 2018):

- a. Compostas: mezcla de residuos de origen animal y/o vegetal.
- b. Residuos de cultivos y abono verde: rastrojos, tallos, hojas, vainas.
- c. Estiércol de animales: mezcla de excremento y orina de animales domésticos.
- d. Biosólidos: residuos sólidos derivados del tratamiento de aguas residuales y de procesos industriales.

Las enmiendas orgánicas se han aplicado en distintos suelos con diferentes propósitos. Se recomiendan principalmente para el manejo sustentable de suelos agrícolas, con el fin de incrementar la calidad del suelo, y el crecimiento y rendimiento de las plantas (van-Zwieten, 2018). Estas enmiendas se han incorporado en suelos contaminados donde se inmovilizaron a los elementos tóxicos, además de que tuvieron mejor respuesta comparados con enmiendas inorgánicas (Palansooriya et al., 2020). En proyectos de restauración de humedales, se evaluaron enmiendas orgánicas donde las plantas del sitio y las que fueron reintroducidas tuvieron alta supervivencia (Scott et al., 2020). Por lo que las enmiendas orgánicas son consideradas como una excelente herramienta para la recuperación de los suelos degradados a bajo costo (Larney y Angers, 2012).

Una clase de enmienda orgánica son las compostas, que son sustratos semi estables, derivados de procesos de descomposición aerobia o anaerobia de residuos. Estas pueden prepararse a partir de distintos materiales, que darán lugar a diferentes derivados como la composta casera, la composta biochar, la composta de biosólidos, la composta tradicional, la composta Bokashi, etc. (Bueno, 2008). Con el proceso de compostaje se permite el reciclaje de diversos desechos orgánicos, incluso los

residuos tóxicos y de tipo doméstico con la intervención de microorganismos (Onwosi et al., 2017). Este proceso de compostaje también es utilizado como tecnología para la remediación *ex situ* por la influencia de los microorganismos, la materia orgánica y la temperatura en las características del suelo.

El proceso de compostaje tiene tres fases principales, con duraciones variables, activadas por microorganismos y otras transformaciones (Sayara et al., 2020):

- a. Mesófila: la temperatura es baja (25-45 °C) y la biodegradación se reduce. Hay recolonización por ciertos hongos y actinomicetos, y luego por las bacterias psicrófilas y mesofílicas.
- b. Termófila: la temperatura incrementa (>55 °C) y dominan bacterias termofílicas (fijadoras de N, oxidadoras de amonio y nitrato) y algunos hongos. La biodegradación incrementa, se reduce la humedad y el oxígeno.
- c. Maduración: la temperatura desciende (<45 °C) y la actividad microbiana se reduce. Se caracteriza por la presencia de material humificado.

El Bokashi o Bocashi es un derivado de composta orgánica, caracterizada por tener un proceso de fermentación y requiere aproximadamente dos semanas para su maduración. Este tipo de composta, tradicional de pobladores nativos de Japón, fue adoptada y modificada en diversos países de América Latina incluyendo a México (Bueno, 2008). La composta se prepara con microorganismos como bacterias y levaduras, y residuos tanto de origen animal como vegetal que le aportan diferentes propiedades y nutrientes a la composta (Restrepo-Rivera y Hensel, 2009).

El Bokashi tiene potencial para degradar residuos orgánicos e inorgánicos, así como modificar las condiciones del suelo. Esta composta se ha utilizado principalmente como enmienda o fertilizante en suelos agrícolas con el objetivo de implementar un manejo sustentable (Olle, 2021). También se ha utilizado para aumentar la supervivencia de árboles en procesos de reforestación, además de mejorar la calidad del suelo a corto plazo (Jaramillo-López et al. 2021). Adicionalmente, diversas experiencias (Aulinas-Masó y Bonmatí-Blasi, 2008; Cortés-Tello y Jaramillo López, 2020) han puesto de manifiesto la capacidad de estabilización de residuos tóxicos derivados de la actividad industrial y urbana como los residuos urbanos, los biosólidos y residuos de la producción de carbón.

## **2.4 BREVE HISTORIA DEL RÍO CHIQUITO DE MORELIA**

La microcuenca río Chiquito forma parte de la subcuenca río Grande y de la cuenca Cuitzeo, ubicada en la región hidrológica Lerma-Santiago. El río Chiquito está ubicado al sureste del municipio de Morelia, en el centro-este del estado de Michoacán de Ocampo. Este río es endorreico, esto es, nace en los límites del municipio y fluye al interior del territorio, atraviesa la ciudad y desemboca en el río Grande, mientras que este último desemboca en el lago Cuitzeo.

El municipio de Morelia tiene influencia de dos ríos que se consideraban fuentes importantes de agua potable: el río Grande y el río Chiquito. De acuerdo con un estudio hidrogeológico, la ciudad de Morelia tiene tres acuíferos y varias zonas clave para la recarga de éstas, pero las zonas que más aportan son las microcuencas río Grande y río Chiquito (Garduño-Monroy et al., 2014). Una evidencia es la planta potabilizadora “Canal San Miguel” la cual se abastece del agua subterránea de la microcuenca río Chiquito, ya que aportó alrededor del 5 % de agua potable a la población del sur y sureste de la ciudad de Morelia (CONAGUA, 2019).

La mayor parte de la microcuenca se compone de material volcánico de secuencias andesíticas y piroclásticas en las zonas montañosas, y la parte plana, de material lacustre (Garduño-Monroy e Israde-Alcántara, 2010). Los tipos de suelos que predominan en la microcuenca son Andosoles, Luvisoles, Acrisoles y Leptosoles (Cabrera-González et al., 2010).

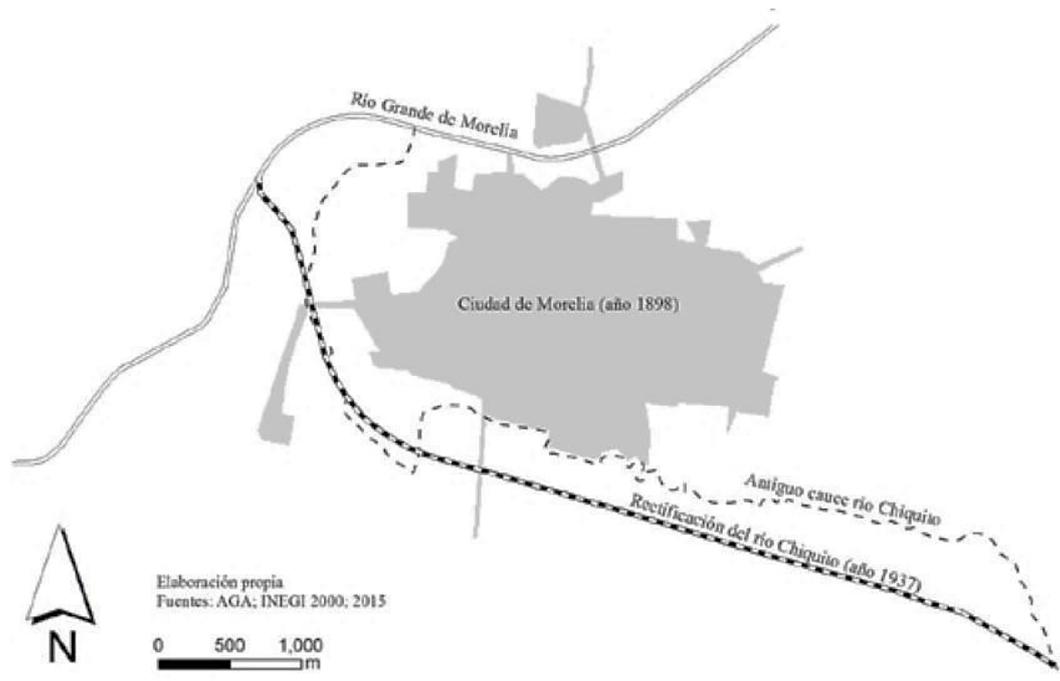
En cuanto a la geomorfología de la microcuenca, y al uso y cobertura del suelo, el río nace en zonas montañosas con suelo natural donde el cauce alcanza una longitud de 9 km. Aguas abajo, el cauce pasa entre poblados rurales con usos de suelo ocupados por actividades agrícolas, hasta llegar a una cañada donde la pendiente baja y se forma una cascada (Figura 2). Finalmente, el río desemboca a una zona plana ubicada en la zona urbana de Morelia, donde presenta una longitud de 9 km. Dentro de los límites de la ciudad de Morelia, el cauce natural fue modificado después del sendero biocultural denominado Filtros Viejos.



**Figura 2.** Los Filtros Viejos (izquierda) y la cañada en el río Chiquito (derecha), Morelia, Michoacán. Foto: Jiménez Ontiveros, febrero 2014.

La microcuenca presenta varios tipos de vegetación: bosques de pino, de encino y matorrales. Mientras que la cañada del río Chiquito presenta bosques de galería que incluye el aile (*Alnus acuminata*), sauce (*Salix bonplandiana*), fresno (*Fraxinus uhdei*), palo prieto (*Ilex toluicana*) (Medina-García y Rodríguez-Jiménez, 1993). Sin embargo, no hay una identificación completa para la zona urbana, lo cual pone de manifiesto la necesidad de generar tal información.

El río Chiquito es el mayor afluente del río Grande, sin embargo, por el crecimiento urbano, extracción y cambio de uso del suelo, así como por el depósito de desechos de aguas residuales, estos ríos son propensos a la degradación y la contaminación (Güiza et al., 2020). En 1936, el cauce natural de la parte baja del río Chiquito que atraviesa a la ciudad de Morelia fue modificado durante la urbanización y para reducir las inundaciones (Figura 3). De una u otra manera, el problema de las inundaciones por el desbordamiento del río durante la época de lluvias está latente, lo que provoca problemas de salud y pérdidas económicas en las comunidades periurbanas (Alarcón-Neva et al., 2020). Asimismo, un tramo quedó bajo algunas infraestructuras viales y arquitectónicas de la ciudad, tales como el Monumento a Lázaro Cárdenas.



**Figura 3.** Tramo del cauce rectificado del río Chiquito en la ciudad de Morelia (Sánchez y Urquijo, 2020).

En la actualidad, el cauce que cruza por la ciudad se conoce como Avenida Solidaridad y es el nombre de la avenida por donde pasa. Esta avenida se caracteriza por un constante tránsito vehicular, vertidos recurrentes de aguas residuales y presencia de concreto en ciertos tramos de la ribera. Al final del río después de la Avenida Río Grande y Mintzita hay poca accesibilidad, aunque atraviesa una vía férrea entre áreas habitacionales.

En el río Chiquito se han realizado estudios de caracterización bajo diversos enfoques, en ocasiones sin incluir el tramo que transcurre en la zona urbana de Morelia. La primera caracterización de la cuenca alta y media se realizó bajo un enfoque hidromorfológico y edafológico, mediante sistemas de información geográfica (Ortega-Rodríguez, 1996). Otros estudios también en la zona alta destacaron que la ciudad ejerce presión sobre la microcuenca: la evaluación de la calidad ambiental visual (Molina-León, 2011), el diagnóstico de la calidad socio-ambiental y su relación con la calidad del agua (Sánchez-Sepúlveda, 2011), el índice de integridad biótica con grupos tróficos de invertebrados acuáticos (Piñón-Flores et al., 2014) y un análisis visual cartográfico basado en mapas de visibilidad (Franch-Pardo y Cancero-Pomar, 2017). Los proyectos más recientes son un plan de restauración y de caracterización con el enfoque de cuencas, donde se reconoce la

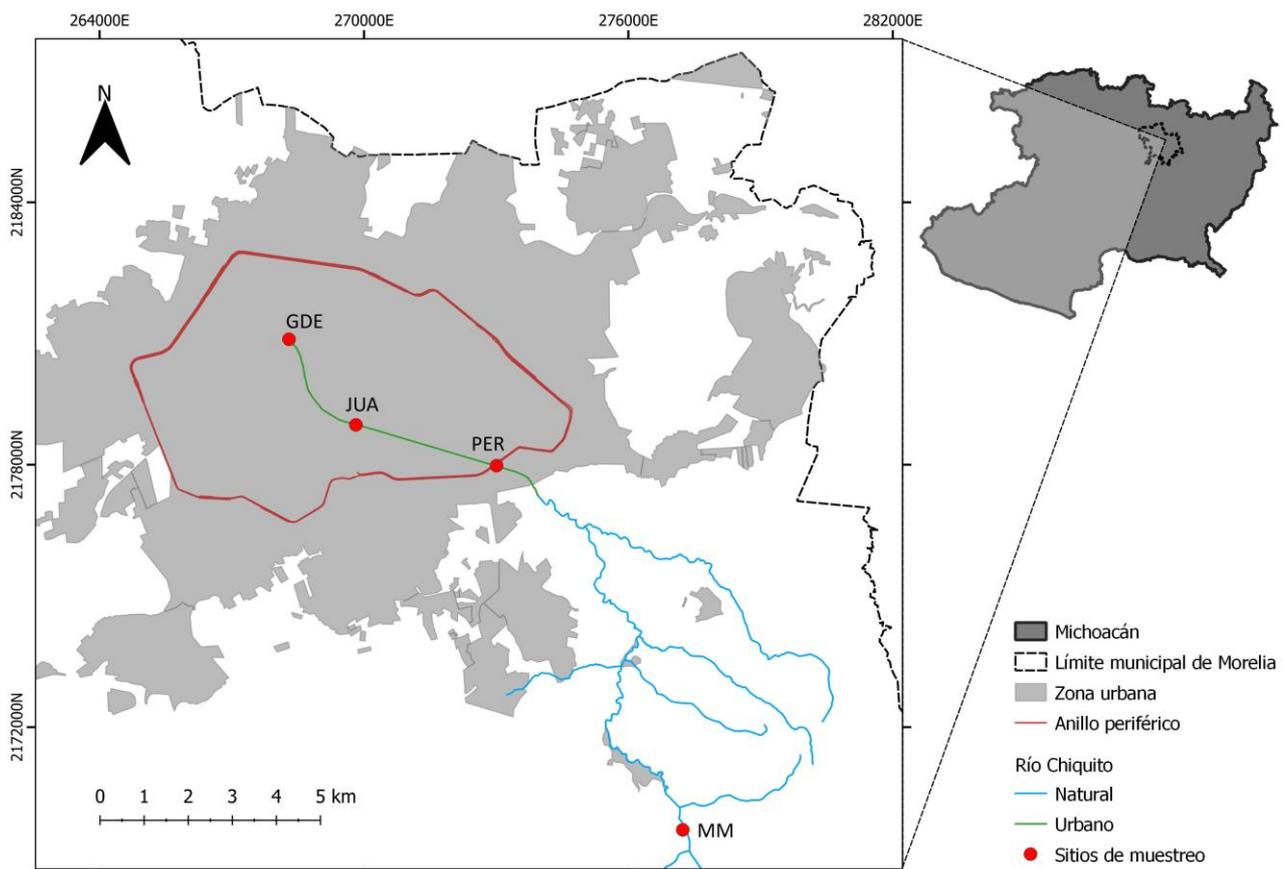
relevancia del río Chiquito como un espacio verde para la ciudad (IMPLAN, 2017). Hasta el último Foro Científico sobre la importancia socioambiental de la microcuenca del río Chiquito, no se mencionaron planes ejecutados para la regeneración del río en su totalidad y tampoco dirigidos a las zonas riparias (Foro Científico Rio Chiquito, 2022).

### 3. METODOLOGÍA

#### 3.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

##### *Área de estudio*

El sitio de estudio se encuentra en la zona baja del río Chiquito, entre las coordenadas 19°42'37" y 19°40'51" al norte, y 101°12'38.43" y 101°9'27.85" al oeste del municipio de Morelia, Michoacán (Figura 4). El tramo del cauce dentro de la zona urbana tiene una longitud de 9.5 km, y la ribera expuesta tiene 7 km, derivado de la canalización.



**Figura 4.** Ubicación del río Chiquito con los sitios de muestreo en Morelia, Michoacán. MM: San Miguel del Monte, PER: Periférico, JUA: Av. Juárez, GDE: Río Grande. Modificado de los datos de IMPLAN (2023).

El clima en Morelia es templado semicálido subhúmedo, la temperatura anual es de 20 °C, con una precipitación promedio de 800-1000 mm, la precipitación máxima ocurre en verano entre los meses de junio y septiembre (Vidal-Zepeda, 2010). El uso de suelo cerca del nacimiento del río es área natural, y alrededor del cauce urbano es habitacional y de servicios.

Estudios detallados y locales reportan que en la zona alta del río predominan los Andosoles y Luvisoles, en la zona media Leptosoles y Acrisoles, y en la zona baja los Luvisoles (Cabrera-González et al., 2010; Ortiz-Rivera et al., 2011), y en la zona urbana, en la que se ha modificado el cauce, se han desarrollado Tecnosoles.

La vegetación en el nacimiento del río Chiquito, en el área natural, está representada por especies arbóreas con alturas variables como pinos (*Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. michoacana*), encinos (*Quercus castanea*, *Q. deserticola*); y las especies arbustivas comunes son escobilla (*Baccharis heterophylla*), cabellos de ángel (*Calliandra grandiflora*), chaquira (*Ceanothus caeruleus*), zaganaca (*Lagascea heteropappus*) (Medina-García y Rodríguez-Jiménez, 1993).

La vegetación urbana que se encuentra en los bordes del río era principalmente una comunidad arbórea y en algunas partes arbustiva, compuesta por especies arbóreas nativas e introducidas o exóticas; las especies arbustivas y herbáceas en la mayoría de los casos se consideran malezas por las condiciones de perturbación que se presentan en esta comunidad.

En la entrada a la ciudad, la vegetación se caracterizó por un estrato arbóreo, compuesto por especies de hasta 20 m de alto, que incluyen sauce (*Salix bonplandiana*), fresno (*Fraxinus uhdei*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) y aile (*Alnus acuminata*). También estaban presentes otras especies de menor tamaño que no sobrepasan los 4 m de altura, como la ceiba (*Ceiba speciosa*) y el níspero (*Rhaphiolepis bibas*). Sobre los árboles se encontraron especies epífitas como el heno bolita (*Tillandsia recurvata*) y *Tillandsia* sp. y especies hemiparásitas como el muérdago (*Psittacanthus calyculatus*) y el injerto (*Struthanthus interruptus*). El estrato arbustivo estaba compuesto por plantas de 1 a 2 m de alto, representado por higuera (*Ricinus communis*), tepozán (*Buddleja sessiliflora*) y camelina (*Bougainvillea glabra*), esta última se considera una liana. En el estrato herbáceo se encontraron algunos individuos de hasta 1.5 m de alto como la maravilla (*Mirabilis jalapa*), jitomate silvestre (*Lycopersicon esculentum*) y mazorquilla (*Phytolacca icosandra*), otras especies de menor tamaño como lentejilla de campo (*Lepidium virginicum*), *Stevia* sp. y lengua de vaca (*Rumex crispus*), y algunas especies de gramíneas (*Hymenachne amplexicaulis*).

A la mitad del recorrido del río en la ciudad, el estrato arbóreo estaba dominado por laurel de la India (*Ficus microcarpa*), ficus (*Ficus benjamina*) y álamo (*Populus deltoides*). No existe un estrato arbustivo y en el estrato herbáceo se observaron algunos individuos de lengua de vaca (*Rumex crispus*), berro (*Nasturtium officinale*), maravilla (*Mirabilis jalapa*), pasto rosado (*Melinis repens*), *Cyperus* sp., y destacaron las gramíneas (*Hymenachne amplexicaulis*).

Al final del río se encontró una vegetación arbustiva y herbácea muy densa. El estrato arbustivo está compuesto por plantas de hasta 2.5 m de alto, entre las que destacó la higuera (*Ricinus communis*), retama (*Senna didymobotrya*), e individuos de baja estatura de sauce (*Salix bonplandiana*). En el estrato herbáceo destacaron la campanilla (*Ipomoea cairica*), zacate (*Cynodon dactylon*), vástagos de plátano (*Musa x paradisiaca*), romerillo (*Bidens pilosa*), cardo (*Argemone ochroleuca*), malva (*Malvastrum coromandelianum*), lengua de vaca (*Rumex crispus*) y otras gramíneas (*Hymenachne amplexicaulis*).

#### Muestreo en campo

Se estableció un punto de referencia, cerca de un nacimiento del río y de la población de San Miguel del Monte, a 10 km de distancia de la ciudad (Tabla 2). Y se establecieron tres puntos (equidistantes a 3 km) de muestreo con contaminación potencial debido a la actividad urbana y a las aguas residuales, de acuerdo con la pendiente de la ribera del río con posición al norte.

**Tabla 2.** Sitios de muestreo a lo largo del cauce del río Chiquito en Morelia.

NO.	SITIO	ID	ALTITUD (msnm)	COORDENADAS (UTM 14Q, m)		USO DE SUELO <sup>1</sup>
				E	N	
1	San Miguel del Monte	MM	2223	277235.35	2169650.49	Natural
2	Avenida Periférico	PER	1920	272893.79	2178010.74	Urbano
3	Avenida Juárez	JUA	1900	269817.73	2178916.58	Urbano
4	Río Grande	GDE	1900	268298.44	2180872.53	Urbano

<sup>1</sup>IMPLAN, 2017.

Los sitios seleccionados en la zona urbana son cercanos a los puntos de referencia reportados por IMPLAN (2017) donde la calidad de agua fue deficiente o inaceptable, y que tienen entrada de aguas residuales.

Entre junio y julio de 2021, se colectaron en cada zona riparia seis muestras individuales de suelo (simples) al azar dentro de un área de 25 m<sup>2</sup>, a 30 cm de la orilla del río y a una profundidad de 20 cm desde la superficie, con una pala. Se obtuvieron tres muestras adicionales con cilindros de 5.1 cm de diámetro y 5 cm de largo para determinar la densidad aparente. El suelo que no estaba en contacto con la superficie de la pala se colocó en una cubeta de plástico y después en una bolsa hermética rotulada. Las muestras se preservaron en el laboratorio a 3 °C para análisis físicos, químicos y de nematodos. En agosto de 2022, se obtuvieron tres muestras compuestas por sitio que se preservaron a -20 °C para análisis de microorganismos. Se descartó la mayor cantidad posible de material vegetal, mesofauna y residuos inorgánicos. Se utilizaron guantes quirúrgicos para manipular el material edáfico.

#### *Análisis de laboratorio*

Se evaluaron propiedades físicas, químicas y el microbioma del suelo ripario para determinar las condiciones y grado de contaminación. Las propiedades físicas fueron densidad aparente (DA), humedad, porosidad, textura, color. Las propiedades químicas fueron pH, materia orgánica (MO), nitratos, elementos potencialmente tóxicos (EPT: As, Cd, Cr, Pb, Zn). Del microbioma se analizó la nematofauna y los microorganismos del suelo.

La densidad aparente se analizó mediante el método del cilindro. Esta técnica se basa en la obtención de muestras de suelo sin alterar, recuperada en cilindros. La muestra obtenida de los cilindros se pesó en húmedo y se secó en un horno a 105 °C por 24 horas. Posteriormente se enfrió a temperatura ambiente y se pesaron en seco. En los casos con MO > 2%, la DA se redujo en 0.03 g/cm<sup>3</sup> por cada porcentaje de MO (Siebe et al., 2016). La humedad se determinó con la fórmula:

$$\text{Humedad (\%)} = 1 - \frac{\text{peso seco (g)}}{\text{peso humedo (g)}} * 100$$

La porosidad se calculó a partir de la fórmula (USDA, 2001):

$$\text{Porosidad (\%)} = 1 - \frac{DA}{2.65}$$

La textura se estimó con la prueba al tacto, donde una porción de muestra de suelo se humedece a capacidad de campo, y al moldearla se observan las características con ayuda de la tabla de claves para determinar la clase textural. Los resultados de DA y textura se interpretaron con la guía de la USDA (2001).

El color del suelo se determinó con una porción humedecida en una caja Petri y comparado con las tablas de color de Munsell (2000).

El pH se determinó en una suspensión 1:2.5 de suelo/agua destilada, que se agitó y se dejó reposar por 15 min, la lectura se realizó con el conductímetro pH130 Conductronic.

El contenido de MO se determinó a partir del contenido de carbono orgánico con el método Walkley & Black (1934), con un factor para los suelos de México (SEMARNAT, 2002):

$$MO (\%) = COT(\%) * 1.724$$

La calidad de la MO se determinó con la clasificación de la concentración de materia orgánica para suelos volcánicos del procedimiento AS-07 en la NOM-021 (SEMARNAT, 2002).

La extracción de los nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) se realizó a partir de una disolución 1:5 KCl/agua desionizada, posteriormente se cuantificaron en el Auto Analizador 3 (Bran+Luebbe) con el método No. 696-82W para colorimetría (Technicon Industrial Systems, 1977).

Se analizó la concentración total de elementos potencialmente tóxicos relacionados con la actividad urbana: As, Cd, Cr, Pb, Zn. Se consideraron tres muestras compuestas por sitio a partir de las seis muestras individuales de suelo. Se aplicó el procedimiento descrito en el método 3051A de la Environmental Protection Agency (EPA, 2007) para la digestión ácida de las muestras por duplicado con el sistema de microondas Ethos Easy (Milestone Inc.). Posteriormente se analizaron con el Espectrofotómetro de Emisión Óptica de Plasma Inducido Agilent 5100 (ICP-OES, método 6010D). El control de calidad incluye el análisis de material de referencia estándar y blancos de reactivos. Los límites inferiores de detección fueron (mg/kg):

As-1.8, Cd-0.04, Cr-0.1, Pb-1.2, y Zn-0.3. Los EPT se compararon con la concentración de fondo en suelos (concentración natural), reportados en la literatura.

Se extrajeron los nematodos del suelo para categorizarlos por estrategia de alimentación o grupo funcional: bacterívoros, fungívoros, fitoparásitos, depredadores. Se adaptaron diferentes métodos que se ilustran en la Figura 5 (EPPO, 2013). Se tomó una alícuota de 100 mL de suelo en un vaso de precipitados que se suspendió en 2 L de agua. La suspensión se tamizó en húmedo entre dos mallas: 250  $\mu\text{m}$  y 45  $\mu\text{m}$ . La fracción en el tamiz de 45  $\mu\text{m}$  fue recuperada en dos tubos Falcon de 50 mL y luego se centrifugaron a 3000 rpm por 3 min en una centrífuga CL2 Thermo Scientific. El sobrenadante se desechó y el precipitado se suspendió en una solución de azúcar al 45 % para repetir la centrifugación. El sobrenadante fue vertido en un tamiz de 25  $\mu\text{m}$  y lavado con una piseta de agua. La fracción en el tamiz fue recuperada en un vaso de precipitados y se guardó en tubos Falcon de 50 mL a 4 °C para su análisis posterior.

Para la identificación de los nematodos se vertió la fracción recuperada en una caja Petri cuadrículada y fue observada con un lente objetivo de 40X en un microscopio compuesto (Nikon) para calcular la comunidad de nematodos en 100 mL de suelo fresco. Los nematodos se categorizaron por grupo funcional de acuerdo con la morfología de la boca (Yeates et al., 1993).

Para examinar a los microorganismos asociados al suelo ripario y a los grupos de nematodos, se realizó la cuantificación de ácidos grasos por célula completa (WCFA) así como su clasificación por grupos funcionales en  $\text{nmol g}^{-1}$  con el procedimiento y estandarización reportado por Flores-Rentería et al. (2020). No se consideró el sitio JUA para esta descripción por dificultades para volver a acceder al sitio establecido.



**Figura 5.** Procedimiento general para la extracción de nematodos de suelo: a) tamizado en seco (1.7 mm), b) suspensión de la muestra, c) tamizado en húmedo (250 µm y 45 µm), d) centrifugación, e) suspensión con azúcar, f) centrifugación y tamizado en húmedo (25 µm), g) recuperación del sobrenadante.

Las muestras para determinación de MO y WCFA se enviaron al Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad de la UNAM (LANIES), y para nitratos al Laboratorio de Química Analítica y Metabólica del IIES (QUAM). Las muestras para determinar EPT se enviaron al Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental de la Facultad de Química en Ciudad Universitaria, UNAM (LABQA).

### *Análisis estadístico*

A partir de las características físicas, químicas y del microbioma del suelo se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para detectar asociaciones entre las variables de cada sitio. Se realizó un PCA alternativo con el fin de analizar la relación entre los grupos de nematodos y de microorganismos. Antes de los análisis, los datos de grupos de nematodos fueron transformados con el método de logaritmo al tratarse de datos de abundancia. Para comparar cada característica entre los sitios de estudio se realizó un modelo lineal generalizado (GLM) seguido de una prueba Tukey con una  $p = 0.05$ . Para visualizar las relaciones significativas del primer PCA se realizó una matriz de correlación.

Los análisis se realizaron con el programa RStudio versión 3 (RStudio Team, 2022). El análisis *PCA* se realizó con el paquete FactoMineR (Lê et al., 2008), la figura con factoextra (Kassambara y Mundt, 2020), y la transformación con vegan (Oksanen et al., 2022); la matriz de correlación con el paquete corrplot (Wei y Simko, 2021); y las representaciones gráficas con ggplot2 (Wickham, 2016).

## **3.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO**

Después de la evaluación del suelo ripario, se seleccionó el sitio con contaminación potencial de EPT para realizar un ensayo de remediación, al contener mayor concentración de EPT, de nematodos bacterívoros y bacterias gramnegativas respecto a los demás sitios. Este suelo se muestreó en el mes de febrero de 2022 y se extrajeron 30 kg de los primeros 10 cm de la superficie, del cual se descartó material vegetal vivo y residuos inorgánicos.

Con el suelo ripario seleccionado se ejecutó el proceso de compostaje del Bokashi en condiciones controladas y se monitoreó la respuesta del suelo ripario. Se preparó una pila de abono fermentado (Bokashi) con suelo ripario (BSR) y se modificó el procedimiento propuesto por Jaramillo-López et al. (2015) donde se sustituyó el suelo agrícola por el suelo ripario (Tabla 3). La técnica de volteo se realizó una vez al día, excepto los días que superaba los 50 °C, en los cuales se volteaba dos veces. La pila

se cubrió con una lona, fue monitoreada durante cuatro semanas y se añadió agua para mantener la humedad a capacidad de campo.

**Tabla 3.** Ingredientes para la preparación de 65 kg de BSR.

<b>MATERIAL</b>	<b>CANTIDAD (kg)</b>
Estiércol fresco	25.00
Suelo del sitio	30.00
Rastrojo de maíz	7.50
Carbón vegetal	1.50
Piloncillo	0.10
Salvado de trigo	0.63
Levadura	0.03

Cada día se midió la temperatura y humedad de la pila. Al término de la semana 1 y al finalizar el tratamiento se midió la CE, el pH y se cuantificó la nematofauna. Al finalizar el proceso de compostaje, en la semana 4, también se evaluaron el color, MO, N Total, la relación C/N y EPT.

El experimento de compostaje se realizó en las instalaciones del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM Campus Morelia.

#### *Análisis de laboratorio*

Para el análisis de la composta final se prepararon muestras con el método AS-01 de la NOM-021 (SEMARNAT, 2002); la pila fue extendida y dividida en tres partes para tomar dos submuestras de cada nivel de la pila y obtener seis submuestras al azar. El suelo extraído del sitio se consideró como control para compararlo con la composta BSR. De las muestras de suelo ripario y de composta se determinaron los siguientes parámetros para verificar la influencia del proceso de compostaje en las propiedades del suelo: temperatura, humedad, color, conductividad eléctrica (CE), pH, materia orgánica (MO), nitrógeno total (N Total), relación carbono/nitrógeno (C/N), elementos potencialmente tóxicos (EPT: Al, Cd, Cr, Pb, Zn), y nematofauna.

La temperatura de la pila se estimó con un termómetro de inmersión. El pH y la CE se determinaron en una suspensión 1:2.5 de agua destilada. La clase de salinidad se interpretó con la guía de la USDA (2001).

La extracción de nematodos y la determinación del contenido de MO se realizaron con el mismo procedimiento para el diagnóstico del suelo (apartado 3.1). La relación C/N se calculó a partir del C y N Total los cuales se determinaron a partir del método de combustión modificado de Dumas (1831), en un analizador elemental orgánico Flash 2000 (Thermo Fisher Scientific).

De los EPT se obtuvo la concentración total de Cd, Cr, Pb, Zn, además del Al, ya que el As no se encuentra en la Norma Mexicana para el tratamiento de residuos sólidos urbanos. Para la digestión ácida de las muestras se modificó el método 3051A U.S. EPA para su posterior análisis (Apéndice II). Las concentraciones de EPT de la composta final se compararon con lo reportado en la Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 (SEMARNAT, 2018).

Las muestras se enviaron a LANIES-UNAM para el análisis de MO y el N total. Los EPT se analizaron en el Laboratorio de la Unidad Geoquímica de Fluidos Geotérmicos del Instituto de Geofísica de la Unidad Morelia (UGFG-IGUM) con el método modificado del Apéndice II.

#### *Análisis estadístico*

Para el experimento con el suelo ripario se aplicó un t-test entre el Control y el BSR; para determinar diferencias de los grupos de nematodos se realizó un análisis GLM con una prueba Tukey, con una  $p = 0.05$ .

Los análisis se realizaron con el programa RStudio versión 3 (RStudio Team, 2022). El t-test se realizó con el paquete gtsummary (Sjoberg et al., 2021); y ggplot2 para las representaciones gráficas (Wickham, 2016).

## 4. RESULTADOS

### 4.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO RIPARIO

La toma de muestras coincidió con la temporada de lluvias en todos los sitios. Los detalles de los datos de las propiedades estudiadas se muestran en el Apéndice I.

La composición de la vegetación varió a lo largo del cauce, sobre todo en los sitios dentro de la ciudad. En el sitio de referencia se observó aspecto de bosque y poca influencia de actividad humana (Figura 6). En la entrada a la ciudad, la vegetación urbana fue mayormente arbórea, aunque se observaron plantas con raíces expuestas, tránsito vehicular y entrada de aguas residuales negras (Figura 7). A la mitad del transcurso del río la vegetación fue escasa, y había mayor tránsito vehicular, zonas con cementado y desgajamiento del suelo (Figura 8). Al final del río la vegetación fue mayormente arbustiva y herbácea, y se observó en el canal mayor volumen de agua y con mal olor (Figura 9).



**Figura 6.** Sitio de referencia en el nacimiento del río Chiquito cerca de San Miguel del Monte (Sitio MM). Foto: Aguirre-Alberto, septiembre 2021.



**Figura 7.** Sitio de muestreo en la entrada del río a la ciudad, entre la Avenida Periférico y la Avenida Solidaridad (Sitio PER). a) Entrada de aguas residuales; b) residuos inorgánicos en la ribera, paso peatonal. Foto: Aguirre-Alberto, junio 2021.



**Figura 8.** Sitio de muestreo intermedio en la zona urbana del río, entre la Avenida Juárez y la Avenida Solidaridad (Sitio JUA). a) Puente vehicular, entrada de aguas residuales; b) muro de concreto sobre la ribera. Foto: Aguirre-Alberto, junio 2021.



**Figura 9.** Sitio de muestreo al final del río Chiquito, cerca del río Grande (Sitio GDE). a) Agua turbia; b) residuos orgánicos e inorgánicos en la ribera. Foto: Aguirre-Alberto, abril 2022.

Las propiedades físicas del suelo mostraron diferencias entre los sitios (Tabla 4). La densidad aparente en el sitio de referencia y al final del río (MM, JUA y GDE) fue mediana, mientras que en la entrada a la ciudad fue alta. La textura franco-limosa, con consistencia adhesiva en húmedo, coincidió en los sitios de la zona urbana: PER, JUA y GDE. El color húmedo fue rojo muy oscuro para todos los sitios.

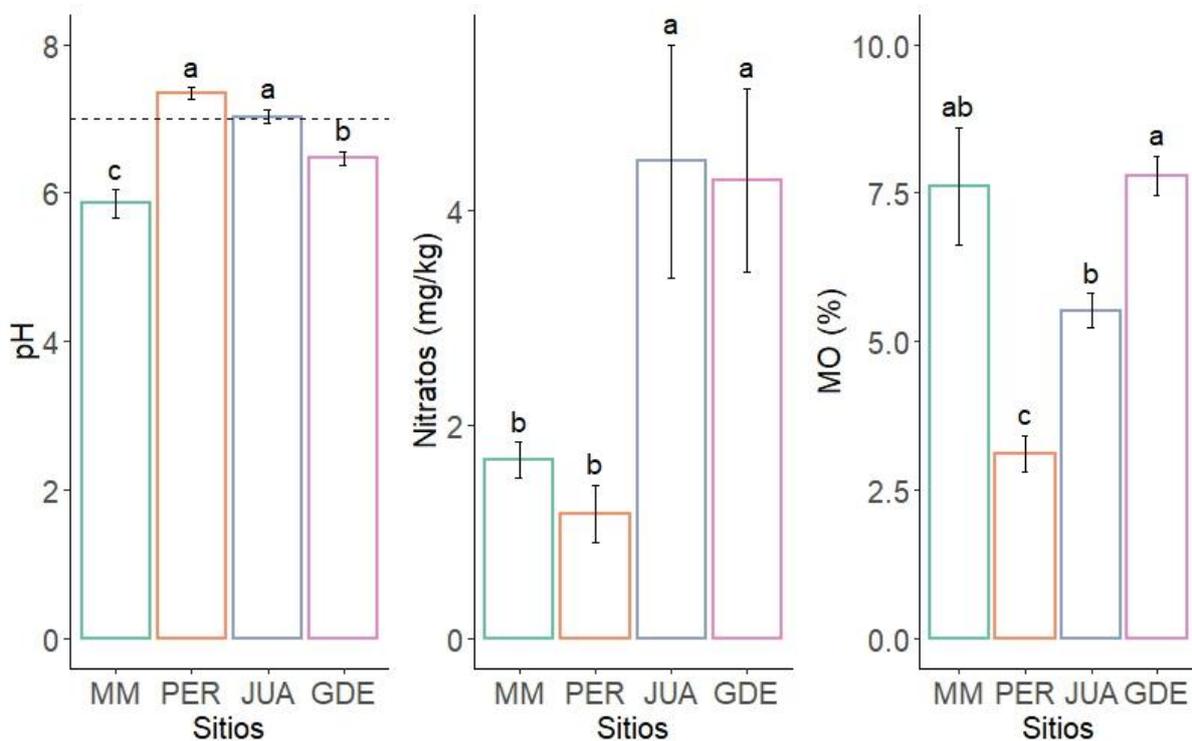
**Tabla 4.** Características físicas del suelo ripario por sitio en el río Chiquito (0-20 cm de profundidad).

SITIO	DA (g cm <sup>-3</sup> )	HUMEDAD (%)	POROSIDAD (%)	TEXTURA	COLOR (húmedo)
MM	1.1 (0.04) <sup>bc</sup>	25 (0.77) <sup>a</sup>	0.58 (0.01) <sup>ab</sup>	Franco-arcillosa	7.5 YR 2.5/2
PER	1.6 (0.03) <sup>a</sup>	13 (0.98) <sup>b</sup>	0.40 (0.01) <sup>c</sup>	Franco-limosa	7.5 YR 2.5/3
JUA	1.3 (0.07) <sup>b</sup>	25 (5.31) <sup>a</sup>	0.51 (0.03) <sup>b</sup>	Franco-limosa	7.5 YR 2.5/3
GDE	1.1 (0.05) <sup>c</sup>	32 (1.58) <sup>a</sup>	0.59 (0.02) <sup>a</sup>	Franco-limosa	7.5 YR 2/3

Promedio con error estándar en paréntesis (n=6). Las letras (a, b, c) indican diferencia por característica para la prueba Tukey. Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

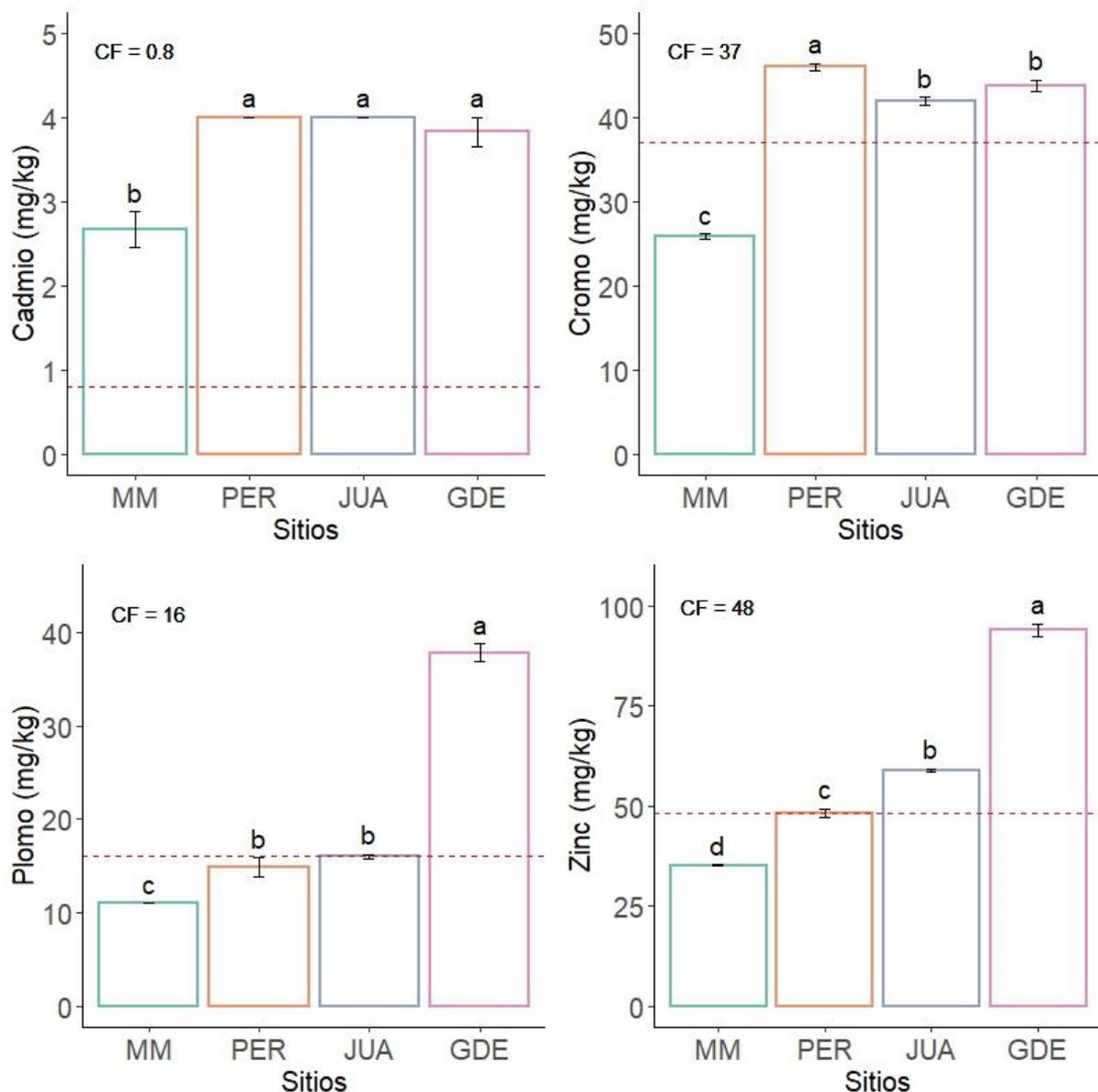
Las concentraciones de pH, MO y nitratos mostraron diferencias entre los sitios comparados con la muestra de referencia MM (Figura 10). El pH en el sitio de referencia fue moderadamente ácido, en el sitio PER y JUA ligeramente alcalino, y al final del río ligeramente ácido.

En el sitio de referencia y al final del río, hubo mayor porcentaje de MO y fue similar, esto es  $7.8 \pm 3 \%$  y  $7.6 \pm 9 \%$ . Mientras que en la entrada a la ciudad el porcentaje de MO y COT fue bajo ( $3.1 \%$  y  $1.8 \%$ ). En cuanto a la calidad de MO, fue media en el sitio de referencia y al final del río, baja en JUA y muy baja en la entrada a la ciudad. En la entrada a la ciudad la concentración de nitratos fue menor ( $1.2 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y casi al final del río fue mayor ( $4.5 \pm 1 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $4.3 \pm 0.8 \text{ mg kg}^{-1}$ ).



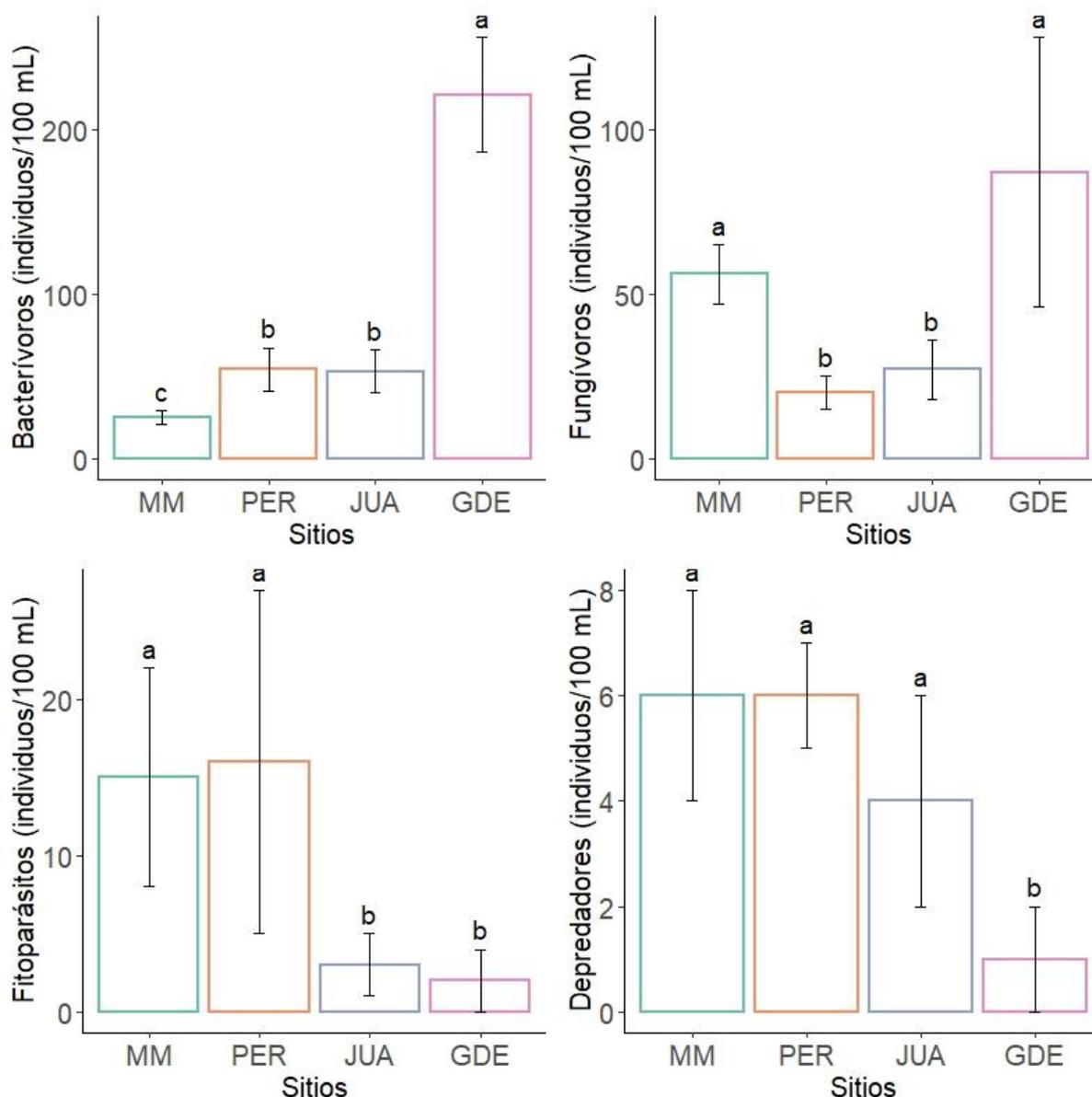
**Figura 10.** Características químicas del suelo ripario por sitio, en 0-20 cm de profundidad. Línea punteada: pH neutro. Las letras (a, b, c) indican diferencia significativa para la prueba Tukey. Las barras corresponden al error estándar (n=6). MO: materia orgánica. Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

La concentración promedio de ciertos EPT en los sitios sobrepasó la concentración de fondo promedio para suelos y la concentración del sitio de referencia (Figura 11, Tabla 8). El As estuvo debajo del límite de detección (<LDD) en todos los sitios. La concentración de Cd fue parecida entre los sitios con un rango de 2.6 a 4.0 mg kg<sup>-1</sup>. En la entrada a la ciudad hubo mayor concentración de Cr, mientras que el final del río hubo mayor concentración de Pb y de Zn con respecto a los demás sitios.



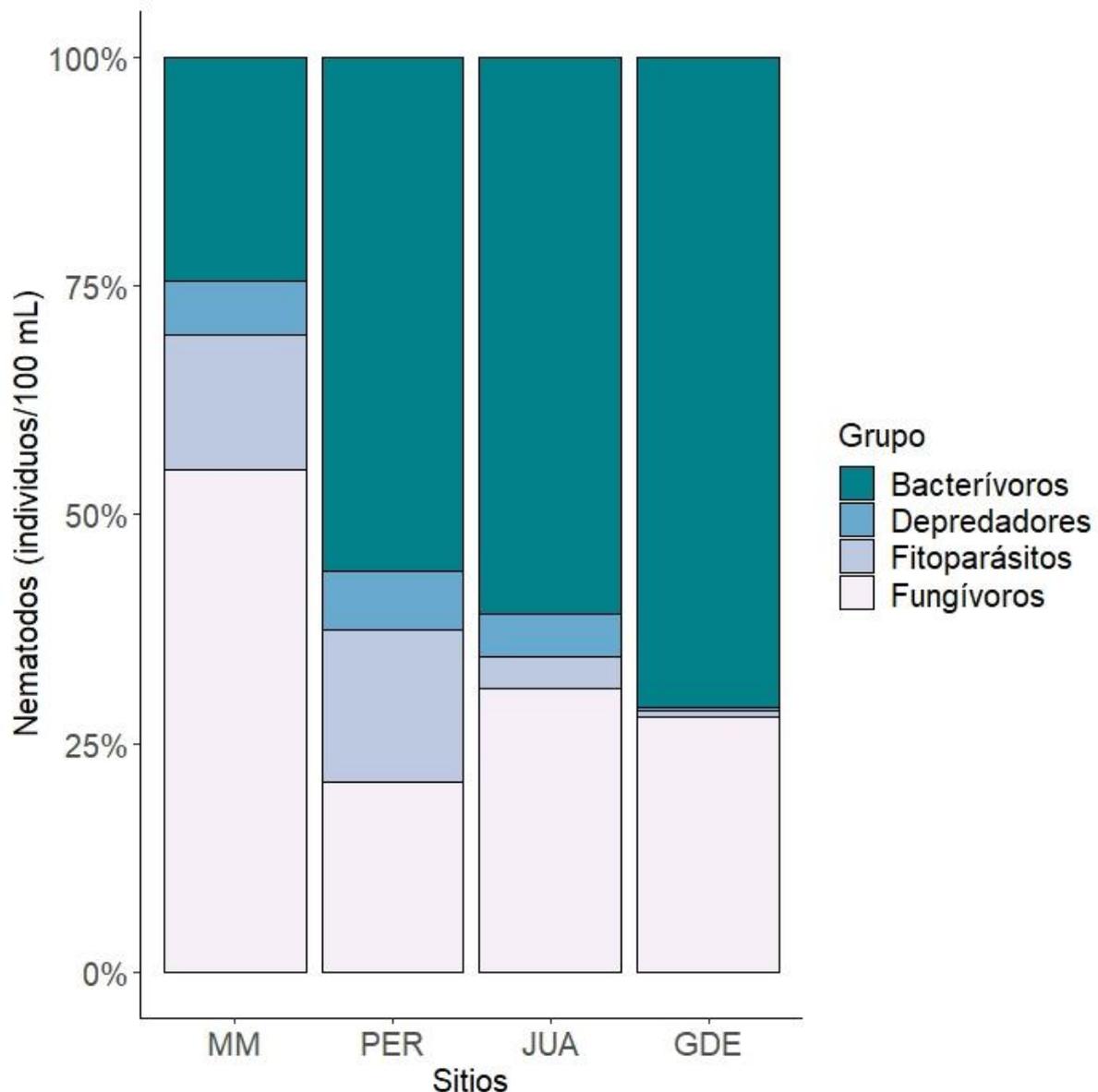
**Figura 11.** Elementos potencialmente tóxicos (EPT) del suelo ripario por sitio en mg kg<sup>-1</sup> en 0-20 cm de profundidad (Detalles Tabla 5). El As no se representa. Las letras (a, b, c) indican diferencia para la prueba Tukey. Las barras corresponden al error estándar (n=6) y la línea punteada al promedio de concentración de fondo (CF) reportados en la NOAA (Buchman, 2008). Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

La cantidad de nematofauna también fue diferente entre los sitios, especialmente al final del río (Figura 12). En el sitio de referencia, en la entrada a la ciudad y a la mitad del río hubo una cantidad similar de depredadores, pero en el sitio de referencia hubo mayor cantidad de fungívoros ( $56 \pm 9$  contra  $20 \pm 5$  y  $27 \pm 9$ ). Al final del río hubo mayor cantidad de bacterívoros y una menor cantidad de depredadores y fitoparásitos comparado con los otros sitios.



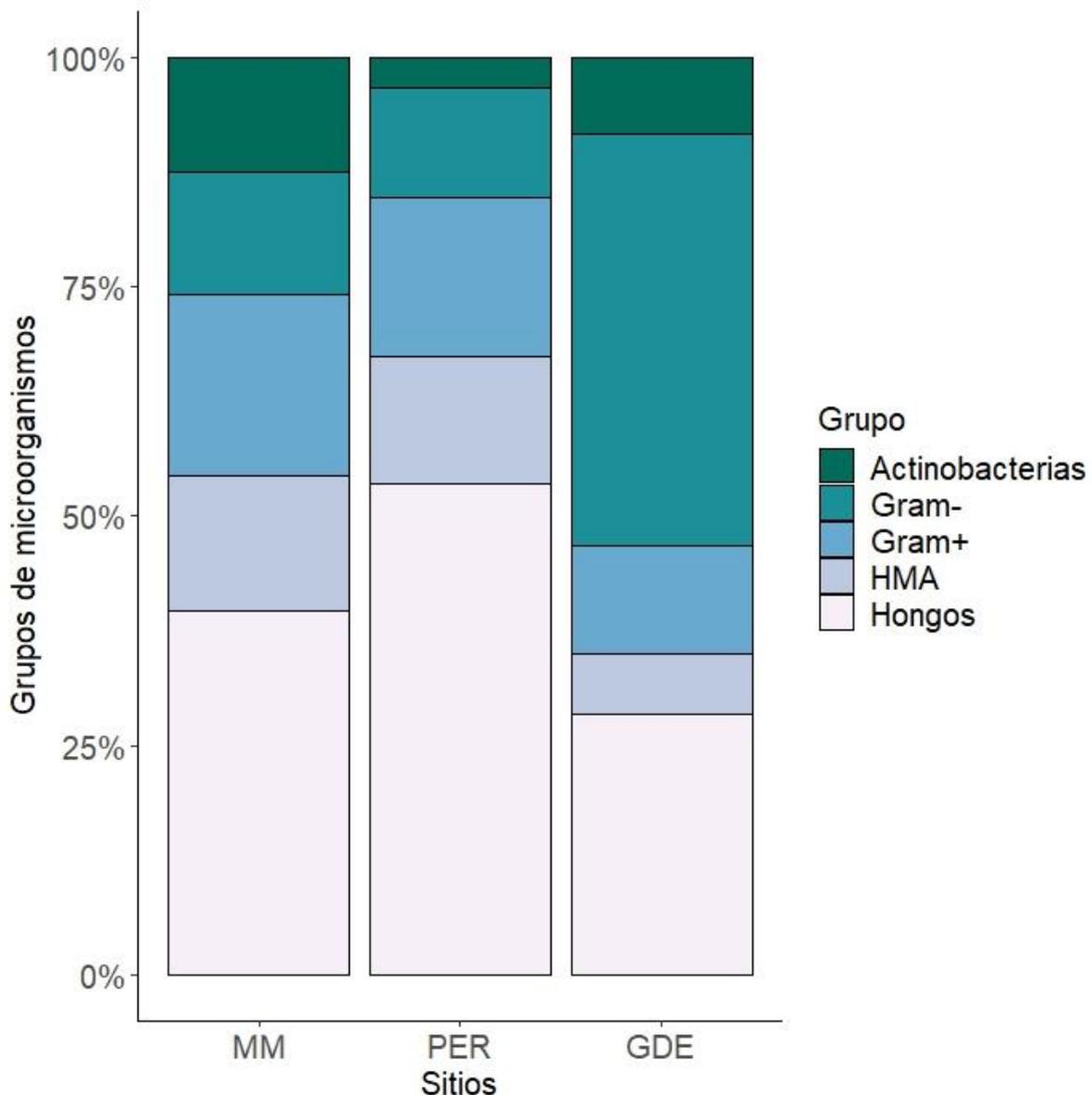
**Figura 12.** Nematofauna promedio en 100 mL de suelo fresco por sitio, en 0-20 cm de profundidad. Las letras (a, b, c) indican diferencia significativa para la prueba Tukey. Las barras indican error estándar (n=6). Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

En consecuencia, la proporción de grupos de nematodos fue diferente a lo largo del cauce (Figura 13). En el sitio de referencia los nematodos bacterívoros representaron solo el 25 % de la nematofauna, en PER y JUA alrededor del 60 %, mientras que al final del río en GDE era del 70 %. En el sitio de referencia los fungívoros representaron el 55 %, pero en los otros sitios entre el 21 y 30 %. Los fitoparásitos tuvieron menor porcentaje, en el sitio MM y PER alrededor del 10 %, en JUA el 3 %, y en GDE menos del 0.6 %. El porcentaje de depredadores en todos los sitios fue menor al 6 %.



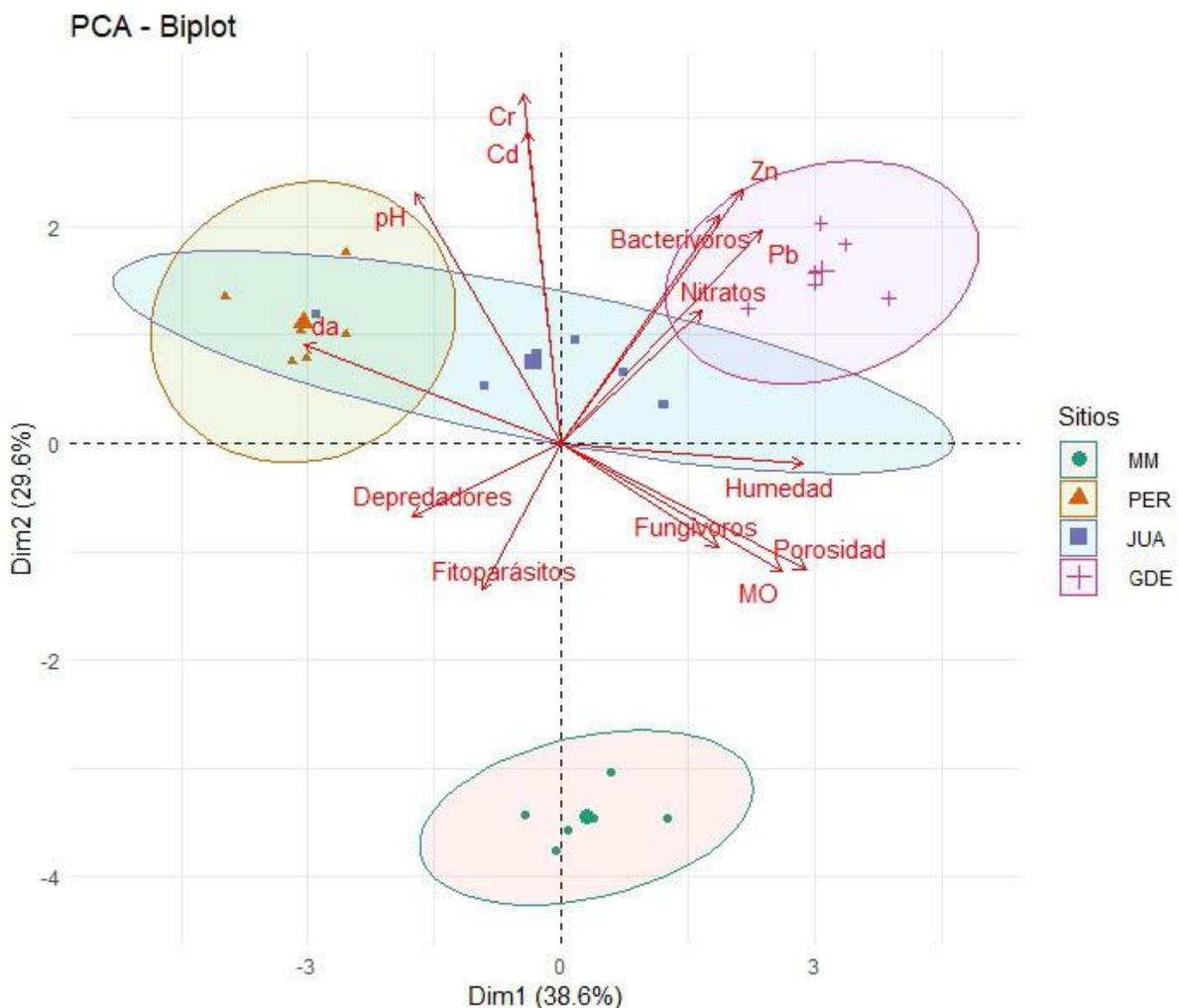
**Figura 13.** Proporción de grupos de nematodos en 100 mL de suelo fresco por sitio, en 0-20 cm de profundidad (n=6). Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

Se cuantificaron 53 ácidos grasos en total, de los cuales 19 pertenecían a los siguientes grupos de microorganismos: hongos, bacterias totales, bacterias grampositivas y gramnegativas, actinobacterias y hongos micorrícicos arbusculares (Figura 14). En el sitio de referencia y la entrada a la ciudad la cantidad de HMA y de bacterias totales fue similar, y mayor concentración de actinobacterias en el sitio de referencia (12.49 %). El contenido total de bacterias fue mayor al final del río, sobre todo de bacterias gramnegativas (70.93 %).



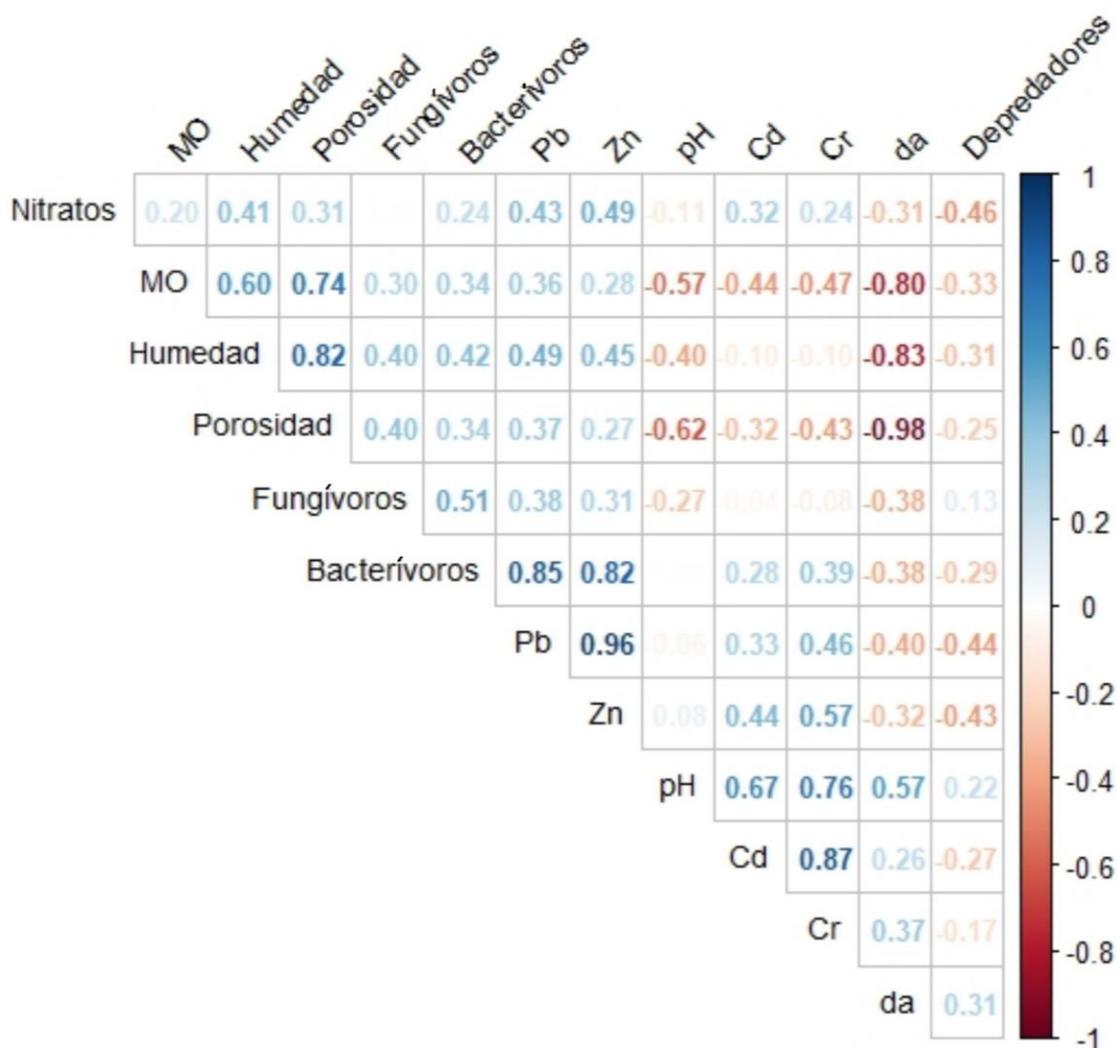
**Figura 14.** Proporción de grupos de microorganismos en 0-20 cm de profundidad (n=6). El sitio JUA no fue muestreado. Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, GDE: Río Grande. Gram-: bacterias gramnegativas, Gram+: bacterias grampositivas, HMA: hongos micorrícicos arbusculares.

En el análisis PCA de las variables físicas, químicas y los nematodos, las primeras dos dimensiones explicaron el 67.9 % de la varianza total (Figura 15). Las variables representativas en el primer componente fueron porosidad, humedad, MO, Pb, Zn, fungívoros, bacterívoros, nitratos, depredadores, pH y DA. El segundo componente lo representó Cr, Cd, Zn, pH, bacterívoros y fitoparásitos. En el análisis se observó relación negativa de la densidad aparente y el pH con la materia orgánica y la porosidad para la entrada a la ciudad. Los nematodos bacterívoros, Pb y Zn tuvieron relación negativa con los nematodos depredadores y fitoparásitos al final del río.



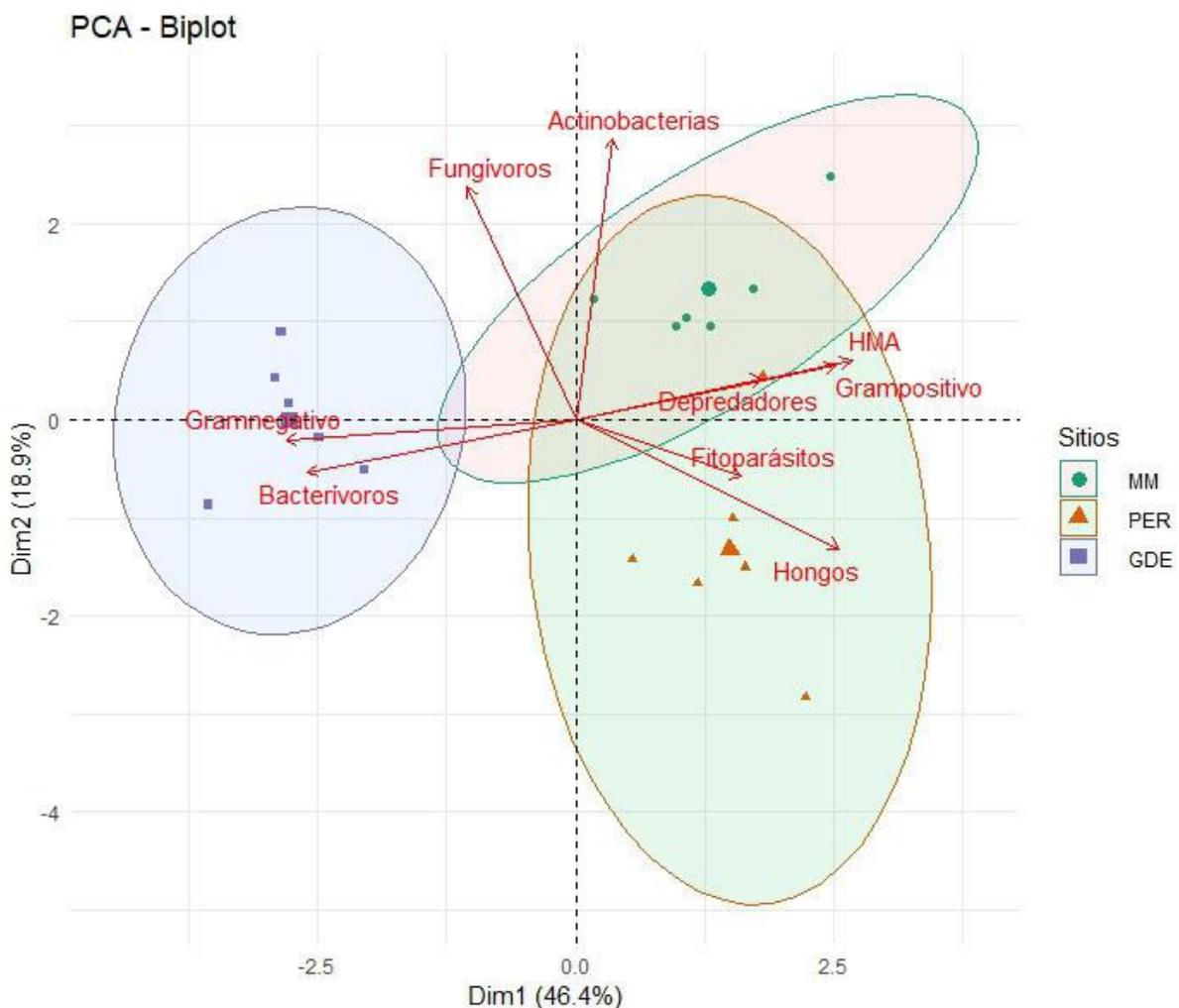
**Figura 15.** PCA de las características del suelo ripario de los sitios de estudio en 0-20 cm de profundidad (n = 6). Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande. MO: materia orgánica, da: densidad aparente.

La matriz de correlación (Figura 16) mostró la fuerte correlación positiva entre el Pb, el Zn y los nematodos bacterívoros, pero fuerte correlación negativa de la MO, humedad y la porosidad con la da; asimismo, la relación positiva del Cd con el Cr y pH.



**Figura 16.** Representación visual de las variables con fuerte correlación positiva y negativa, en los primeros dos componentes del PCA de las características del suelo ripario. La intensidad del color muestra la fuerza de correlación positiva o negativa. MO: materia orgánica, da: densidad aparente.

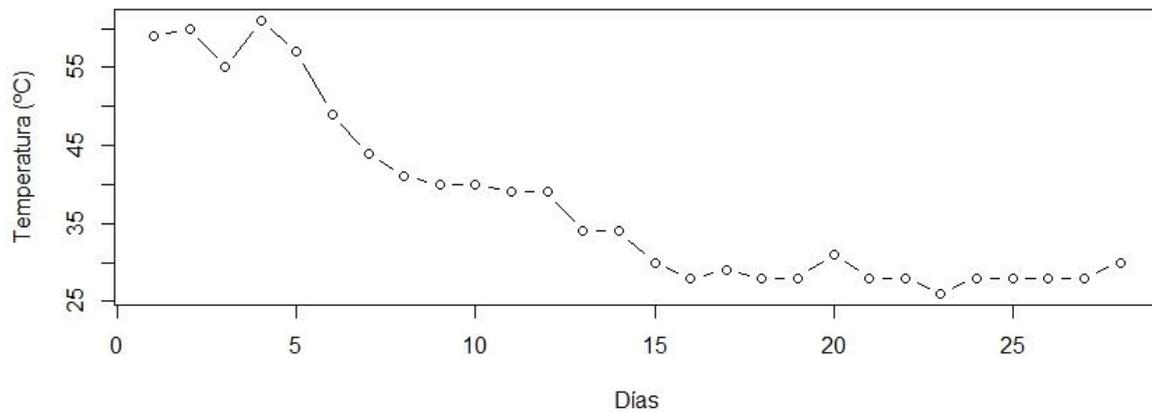
En el análisis de componentes entre los grupos de nematodos y de microorganismos, las primeras dos dimensiones explicaron el 65.3 % de la varianza total (Figura 17). En el primer componente se asociaron HMA, hongos, nematodos depredadores y bacterias grampositivas; y asociación negativa con los nematodos bacterívoros y bacterias gramnegativas. En el segundo componente se asociaron las actinobacterias, nematodos bacterívoros y fungívoros, que mostraron correlación negativa con los nematodos fitoparásitos. En el sitio de referencia y la entrada a la ciudad destacaron los nematodos depredadores, bacterias grampositivas y HMA. Mientras que al final del río destacaron los nematodos bacterívoros y bacterias gramnegativas.



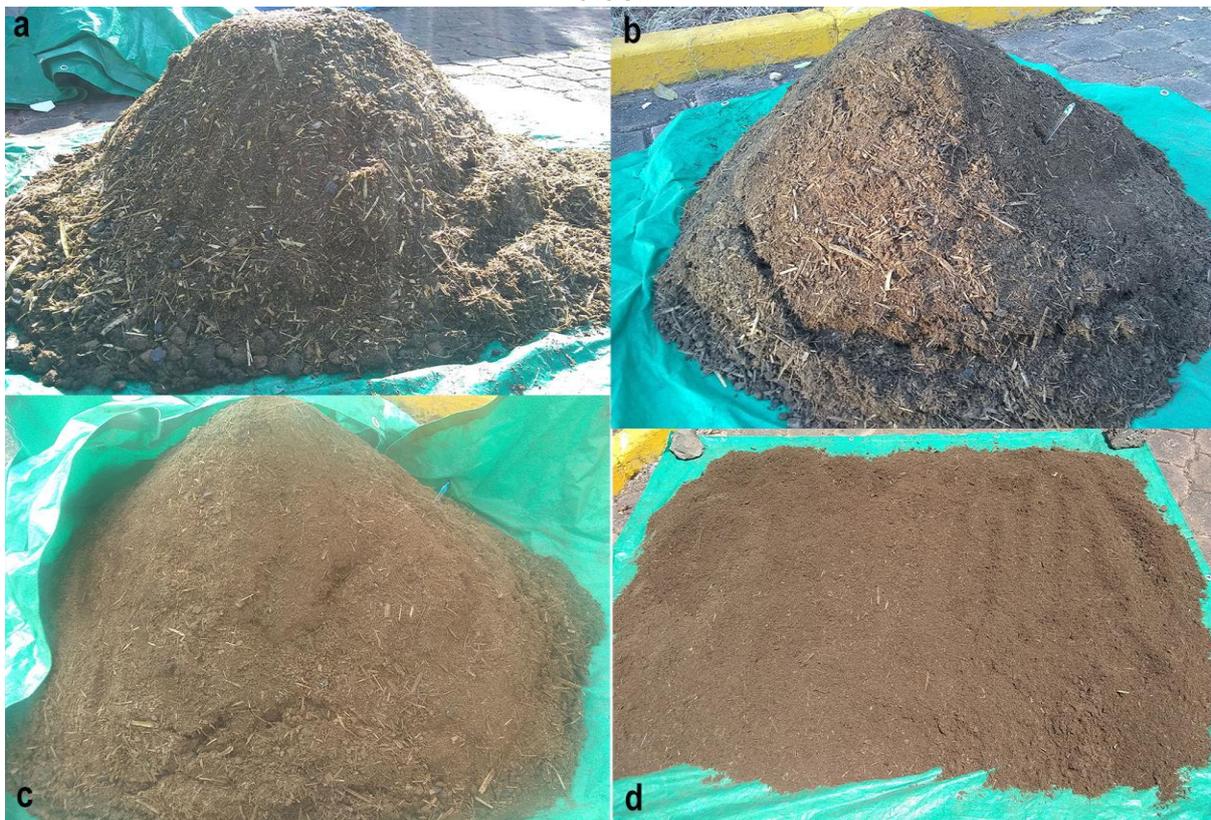
**Figura 17.** PCA de las variables del microbioma del suelo ripario en tres sitios de estudio, en 0-20 cm de profundidad (n = 6). Dirección del cauce = MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, GDE: Río Grande. HMA: hongos micorrícicos arbusculares, Grampositivo: bacterias grampositivas, Gramnegativo: bacterias gramnegativas.

## 4.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO

Las propiedades del suelo ripario extraído cambiaron después del proceso de compostaje del Bokashi en condiciones controladas. La pila de BSR alcanzó una temperatura promedio de más de 50 °C en 24 horas (Figura 18). La temperatura de la pila descendió a 30 °C después de 15 días, y se mantuvo constante durante dos semanas. En un mes se observó una composta semi homogénea (Figura 19).



**Figura 18.** Temperaturas de la composta tipo Bokashi con suelo ripario durante 28 días.



**Figura 19.** Proceso de compostaje con el suelo ripario: a) día 2 semana 1, b) día 15, semana 2, c) día 23, semana 3, d) día 28, semana 4, composta extendida.

Debido a que las varianzas de las muestras eran desiguales se realizó la prueba t student de Welch (Welch's t-test). Las características de la muestra de suelo inicial fueron diferentes a la composta BSR excepto el Zn (Tabla 5). El color en húmedo de la composta BSR fue rojo oscuro (7.5 YR 3/3), mientras que el color de la muestra control fue rojo muy oscuro (7.5 YR 2/3). La calidad de la MO del suelo control fue media y del BSR muy alto. En la semana 1 se identificaron menos nematodos en la composta BSR, y se identificaron solo nematodos bacterívoros en la semana 4 ( $2 \pm 2$  a  $3 \pm 2$ ,  $p < 0.001$ ).

**Tabla 5.** Comparación del BSR y el suelo ripario extraído para composta.

<b>Característica</b>	<b>Control, n = 6<sup>1</sup></b>	<b>BSR, n = 6<sup>1</sup></b>	<b>Valor p<sup>2</sup></b>
Humedad (%)	49 (4)	9 (1)	<0.001
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	0.83 (0.06)	1.33 (0.08)	<0.001
pH	6.07 (0.06)	7.37 (0.09)	<0.001
MO (%)	8.6 (0.3)	17.6 (0.9)	<0.001
Nitrógeno Total	0.36 (0.01)	0.65 (0.03)	<0.001
C/N	13.16 (0.35)	15.44 (0.39)	0.001
Al (mg kg <sup>-1</sup> )	189,713 (4,781)	140,809 (5,668)	<0.001
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	1.37 (0.02)	0.96 (0.02)	<0.001
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	54 (2)	39 (1)	<0.001
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	15.81 (0.63)	12.66 (0.71)	0.008
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	114 (1)	96 (5)	0.010
Bacterívoros <sup>2</sup>	36 (4)	3 (2)	<0.001
Fungívoros <sup>2</sup>	12 (3)	0	0.007
Fitoparásitos <sup>2</sup>	11 (4)	0	0.061
Depredadores <sup>2</sup>	0	0	-

<sup>1</sup>Promedio (error estándar). <sup>2</sup>Welch t-test,  $p = 0.05$ . <sup>2</sup>individuos en 100mL de suelo fresco. BSR: Bokashi con suelo ripario, CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica.

Se verificaron las diferencias en ciertas características físicas y químicas durante el compostaje entre la semana 1 y 4 (Tabla 6). En ambos resultados, el pH del BSR fue ligeramente alcalino y en el suelo control ligeramente ácido. La CE indica que la composta fue muy ligeramente salina y el control no salino.

**Tabla 6.** Valores de pH, CE y temperatura en la semana 1 y 4 de la composta BSR comparado con el suelo ripario control.

<b>Experimento</b>	<b>pH</b>	<b>CE (mS cm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>
Control	6.07 (0.06) <sup>b</sup>	0.83 (0.06) <sup>b</sup>	25
BSR Semana 1	7.50 (0.04) <sup>a</sup>	1.20 (0.08) <sup>a</sup>	39
BSR Final	7.30 (0.09) <sup>a</sup>	1.30 (0.08) <sup>a</sup>	28

Promedio con error estándar en paréntesis (n=6). Las letras (a, b, c) indican diferencia por característica para la prueba Tukey. BSR: Bokashi con suelo ripario, CE: conductividad eléctrica.

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO RIPARIO

El presente estudio se enfoca en la evaluación de los cambios en las características del suelo ripario en el tramo de la zona urbana de Morelia, para que se considere en próximas iniciativas para la ribera del río Chiquito, ya que los suelos también influyen en las funciones del sistema (Capon et al., 2013). Este estudio necesita interpretarse con todos los componentes de la zona riparia para lograr un manejo adecuado.

El suelo muestra diferencias en sus características físicas, químicas y del microbioma a lo largo del cauce (Tabla 7). Donde nace el río destacan los nematodos fungívoros, las actinobacterias y el pH con la vegetación común de bosque. En la entrada a la ciudad destacan la DA, porosidad, humedad y MO. El sitio intermedio del río no parece tener disturbio, pero la vegetación fue escasa y hay más estructuras artificiales. Al final del río destacaron los nematodos bacterívoros, bacterias gramnegativas, EPT, alta MO y densa vegetación herbácea y arbustiva.

**Tabla 7.** Características por sitio relacionados con las condiciones del suelo ripario superficial del río Chiquito de Morelia, Michoacán, en la actualidad. Para observar los detalles de todas las características ver el Apéndice I.

Característica	MM	PER	JUA	GDE
Ubicación	Nacimiento del río	Entrada a la ciudad	Mitad del río	Final del río
DA	Mediana	Alta	Mediana	Mediana
Textura	Franco-arcilloso	Franco-limoso	Franco-limoso	Franco-limoso
pH	Moderadamente ácido	Ligeramente alcalino	Ligeramente alcalino	Ligeramente ácido
MO	Media	Muy bajo	Baja	Media
EPT predominantes	Ninguno	Cd Cr	Cr Zn	Cd, Cr Pb, Zn
Grupo de nematodos	25% Bac 55% Fu 15% Fit 6% Dep	56% Bac 21% Fu 17% Fit 6% Dep	61% Bac 31% Fun 3% Fit 5% Dep	71% Bac 23% Fun 0.6% Fit 0.3% Dep
Microorganismos destacados	Actinobacterias	Hongos	SD	Bacterias gramnegativas
Vegetación	Equilibrado	Arbórea	Escasa	Arbustiva, herbácea
Otras características	Bosque	Menor humedad Residuos inorgánicos	Muros de cemento Residuos inorgánicos	Mal olor Residuos inorgánicos
Categoría de vulnerabilidad	Menor disturbio Sitio control	Compactación del suelo	Vulnerable a compactación	Vulnerable a compactación y contaminación inorgánica

DA: densidad aparente, MO: materia orgánica, EPT: elementos potencialmente tóxicos, SD: sin datos, Bac: bacterívoros, Fun: fungívoros, Fit: fitoparásitos, Dep: depredadores. Sentido del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Av. Periférico, JUA: Av. Juárez, GDE: Río Grande.

Las propiedades físicas como DA, textura, porosidad y humedad dan información sobre la condición del suelo. Si basado en la textura la DA es alta, se reduce la porosidad y la humedad provocando la compactación de la superficie del suelo (USDA, 2001). Con la pérdida de MO también aumenta la vulnerabilidad ya que este componente favorece la agregación de las partículas del suelo, entre otros procesos (Weil y Brady, 2017). Estas características son visibles en la entrada a la ciudad ya que la DA está en un intervalo que afecta el crecimiento de raíces que es de  $1.60 \text{ g cm}^{-3}$  (USDA, 2001) por lo que el suelo superficial es vulnerable a la compactación.

La concentración de nitratos fue menor en el suelo de referencia y en la entrada a la ciudad, lo que es posible que ocurra por el proceso natural de desnitrificación en las zonas riparias (Naiman, 2005). Al final del río la concentración de nitratos en el suelo fue mayor, sin embargo, no hay evidencia suficiente para comprobar contaminación orgánica con este componente (Pinay et al., 2018). En este sentido, se podría realizar un estudio temporal ya que se desconoce si se aplican fertilizantes o si este compuesto se encuentra en las aguas residuales ahí vertidas.

La concentración de EPT en los suelos riparios de la zona urbana sobrepasa la concentración del sitio de referencia aunque se encuentra en el rango de concentraciones de fondo para suelos en la normatividad (Tabla 8). La alta concentración de EPT al final del río podría tener relación con su cercanía al centro de la ciudad de Morelia donde se ha reportado que los suelos urbanos tienen alta probabilidad de contaminación por Fe y Pb derivado del tránsito vehicular y la densidad poblacional (Delgado et al., 2018). Por lo anterior, es posible que el estancamiento de aguas al final del río influya en la acumulación paulatina de los EPT.

**Tabla 8.** Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos totales en el suelo superficial ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), a lo largo de la zona riparia del río Chiquito en Morelia, con el rango de concentraciones de fondo para suelos y con los límites máximos permisibles para suelos de uso urbano y comercial.

Elemento	Concentración de fondo <sup>1</sup>	Suelo residencial <sup>2</sup>	Límites <sup>3</sup>	Concentración en el suelo ripario			
				MM	PER	JUA	GDE
As	<97.0	12	22	<LDD	<LDD	<LDD	<LDD
Cd	0.8	10	37	2.6 (0.2)	4.0	4.0	3.8 (0.17)
Cr	1.0 - 2,000.0	64	280	25.8 (0.3)	46.0 (0.4)	42.0 (0.4)	43.8 (0.6)
Pb	<700.0	140	400	11.0	14.8 (1)	16.0 (0.2)	37.8 (0.9)
Zn	<2,000.0	200	-	35.2 (0.2)	48.1 (1)	58.8 (0.4)	93.8 (1.7)

<sup>1</sup>Buchman (2008). <sup>2</sup>Guía canadiense de calidad ambiental (2007). <sup>3</sup>SEMARNAT (2007). Promedio con error estándar en paréntesis (n=6). LDD: debajo del límite de detección. Dirección del cauce MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

En cuanto a la diversidad de grupos funcionales de nematodos y microorganismos, el análisis ayuda a mostrar que los grupos funcionales tienen cierta respuesta ante las propiedades del suelo ripario. La proporción de bacterívoros, herbívoros (fitoparásitos) y fungívoros suele ser mayor en ecosistemas templados (van den Hoogen et al., 2019) similar con el sitio de referencia y la entrada a la ciudad. En el sitio de referencia hay mayor proporción de nematodos fungívoros, mayor de actinobacterias y menor de hongos lo que está relacionado con el pH ácido, atributos observados en bosques con menos disturbio (Benítez-Malvido et al., 2022). El análisis de PCA revela que donde nace el río y en la entrada a la ciudad se correlacionan en el suelo los nematodos fitoparásitos, HMA, y bacterias gram positivas los cuales también son importantes para el desarrollo de la vegetación. La entrada y el sitio intermedio en la ciudad muestran un porcentaje similar de grupos de nematodos, por lo que no hay evidencia de alteración en el microbioma, contrario a lo que ocurre al final del río.

Al final del río, hay mayor contenido de bacterias gramnegativas y por tanto de bacterias totales, algo similar ocurre con los nematodos bacterívoros pues hay mayor porcentaje en el mismo sitio. Se ha observado que la cantidad de bacterívoros

aumenta al volverse resistentes al contaminante pero puede afectar a los otros grupos de nematodos reduciendo su diversidad (Gutiérrez et al., 2016). También se ha registrado este aumento en grupos de bacterias como las gramnegativas al adaptarse a la contaminación por metales pesados y compuestos orgánicos (Fajardo et al., 2018; Zhou et al., 2022). Así mismo, en sitios contaminados donde la actividad de las bacterias gramnegativas tiende a aumentar, los nematodos bacterívoros tienen preferencia por ese grupo de bacterias (Zhou et al., 2022), si dicha contaminación sigue en aumento, las bacterias persisten pero los nematodos se exterminan (Biswal, 2022). En el caso contrario, si los suelos tienen poca alteración o degradación física se favorecen las bacterias grampositivas, actinobacterias y HMA (Trap et al., 2016). De esta manera se verifica que, al final del río hay una fuerte relación de los nematodos bacterívoros y las bacterias gramnegativas con la contaminación por EPT en el suelo ripario.

Los nematodos también pueden ser afectados por factores ambientales y la concentración de nutrientes. En este sentido la MO y los nitratos no parecen tener efecto sobre los grupos de nematodos puesto que en el sitio PER y JUA hay cantidades similares de nematodos pero diferente porcentaje de MO, contrario a otro estudio donde tanto los nematodos bacterívoros como los fungívoros fueron abundantes con la alta MO (Quist et al., 2019). En cambio, la proporción de nematodos bacterívoros suele ser mayor ante altas concentraciones de MO y nitrógeno (Biswal et al., 2022) lo que coincide con lo aquí encontrado al final del río. Por último, es posible que al final del río la MO tenga un efecto amortiguador cuando hay mayor concentración para las bacterias gramnegativas, pues estas bacterias pueden resistir y proliferar cuando tienen alta MO al alcance (Zhou et al., 2022).

Este estudio se enfoca en los primeros 20 cm de la superficie por ello es necesario hacer un análisis por horizontes considerando una descripción completa del perfil del suelo. Lo anterior debido a que se analiza cada horizonte para realizar una evaluación edafocológica que permita conocer las funciones del suelo, además se puede detallar la clasificación (Siebe et al., 2016). Por otro lado, ciertos organismos pueden llevar a cabo procesos a mayor profundidad e influir en los horizontes restantes, aunque esto varía a escala espacial y temporal (Costantini y Mocali, 2022). De esta manera se requiere un estudio del perfil de los suelos para verificar esta información.

La identificación de la flora no se consideró en la evaluación dado que el objetivo era destacar las propiedades de los suelos para el manejo de la zona riparia, aunque se observaron cambios en la composición vegetal. En otro sentido, hay poca evidencia de la relación de las variables de la vegetación con las del suelo para verificar las condiciones de la zona riparia (Hale et al., 2014). Tampoco hay evidencia suficiente para verificar la influencia de los nematodos fitoparásitos en la vegetación, tal es el caso del sitio de referencia y en la entrada del río a la ciudad donde hay una cantidad similar de este grupo de nematodos. Sumado a lo anterior, se considera que la abundancia/riqueza de plantas no siempre refleja los grupos funcionales de nematodos (Sánchez-Moreno et al., 2011), aun cuando sí afecte la composición taxonómica (Ma et al., 2022). A su vez, los HMA y las actinobacterias sí podrían tener relación con la abundancia y el tipo de vegetación, pero habría que realizarse otro estudio al respecto. No obstante, la vegetación puede ser apoyo posterior para acciones de monitoreo y mantenimiento de las zonas riparias en las cuencas (Zermeño-Hernández et al., 2020).

En otros trabajos ya se realizan análisis de ADN para identificar nematodos a nivel género o especie y su relación con el nivel de contaminación por metales pesados, aunque los resultados son comparables con la identificación morfológica, por lo cual estos análisis pueden complementarse (Schenk et al., 2020). Estos análisis utilizan materiales y equipos rápidos, pero pueden ser costosos o poco accesibles. Suele ser necesario asociarse con expertos para identificar a los nematodos, aun así los pasos previos a la observación pueden repetirse en distintas fases lo cual permite monitorear a los nematodos con otros indicadores (Geisen et al., 2019). Los nematodos dan información sobre el suelo por lo que pueden anexarse en la evaluación integral de un suelo ripario.

Si la concentración de EPT sobrepasa la concentración de fondo o natural, puede aumentar el riesgo de toxicidad en los ecosistemas (Pavlović et al., 2019) por lo que sería interesante evaluar los elementos geodisponibles, biodisponibles o de contaminantes orgánicos. Los elementos geodisponibles son aquella fracción soluble que puede percolarse hasta los mantos acuíferos, o aquellos que pueden ser depositados en el fondo de los ríos, mientras que los biodisponibles son los que pueden ser absorbidos por organismos y es la fracción que puede representar un

riesgo para los organismos vivos (SEMARNAT, 2007). En el caso de los contaminantes orgánicos podrían destacar los derivados de petróleo, nitrógeno y los emergentes derivado del depósito de aguas residuales (hormonas, componentes activos de medicamentos, antibióticos) como lo encontrado en las aguas residuales que llegan al río Grande también en Morelia (Robledo-Zacarías et al., 2017).

En consecuencia, los resultados apuntan a tomar en consideración dos condiciones en el suelo ripario dentro de la ciudad. En la entrada a la ciudad destacan propiedades relacionadas con la compactación del suelo: alta DA, baja porosidad, baja MO. Y al final del río destacan propiedades asociadas con la contaminación inorgánica del suelo: nematodos bacterívoros, bacterias gramnegativas, Cr, Cd, Pb y Zn. Aun así, el sitio intermedio podría ser vulnerable ya que se observan propiedades similares a la entrada de la ciudad y el final del río, además de que la ribera tiene más estructuras de cemento. La información recopilada en este estudio debe interpretarse con los componentes faltantes de las zonas riparias para un manejo adecuado: hidrología, geomorfología.

## **5.2 EXPERIMENTO CON EL SUELO RIPARIO**

La principal razón por la cual se ejecutó el compostaje ex situ es porque, de acuerdo con los resultados de la evaluación del suelo ripario, el suelo al final del río tiene contenidos más altos de EPT. También porque se requería examinar la viabilidad de la técnica y la respuesta del suelo ripario durante el proceso de preparación de la composta Bokashi en condiciones controladas, antes de su posible aplicación en campo. Hay evidencia suficiente para suponer que los EPT y los nematodos se disminuyeron, mientras que aumentaron la CE, MO y N Total, con ayuda de la temperatura y los ingredientes añadidos en un mes.

Varias de las características que se modificaron en el suelo de interés, pueden ser resultado de los ingredientes transformados en el Bokashi (Restrepo-Rivera y Hensel, 2009). Principalmente, el aumento de MO y otros nutrientes pueden obtenerse del

carbón vegetal, del salvado de trigo y del estiércol. El rastrojo ayudó a mantener la humedad y la aireación en las primeras semanas. El aumento de N puede estar relacionado con la descomposición del estiércol vacuno. La temperatura ocasionó que se redujeran los nematodos por lo que se espera que también los microorganismos patógenos se eliminaran (Sayara et al., 2020).

Es posible que los EPT se hayan diluido en la mezcla con ayuda de la MO, el estiércol de vaca y los microorganismos ya que hay diferencia en la concentración de los elementos estudiados. Las enmiendas orgánicas mezcladas con estiércol de animal permiten inmovilizar los metales pesados al reducir su biodisponibilidad pues incrementan la alcalinidad y la formación de complejos orgánicos por el aumento de la MO (Palansooriya et al., 2020). También se ha reportado que los microorganismos añadidos pueden absorber estos metales pesados (Chen et al., 2020) por lo que es posible que intervengan en la reducción de la biodisponibilidad de metales pesados en la composta. Queda pendiente realizar repeticiones del tratamiento para verificar qué procesos y microorganismos permiten reducir la toxicidad de EPT en la composta preparada.

En estudios relacionados con el proceso de compostaje suelen monitorear las variables convencionales: temperatura, pH, relación C/N, CE, etc., y el contaminante de interés (Heyman et al., 2019). En la actualidad para cuantificar la calidad del compostaje se incluyen otras variables como humificación, actividad enzimática, demanda de oxígeno, entre otras pruebas como el índice global de desarrollo del compostaje (Onwosi et al., 2017) ya que es necesario optimizar el proceso para asegurar la estabilización de la composta. Es necesario monitorear los parámetros faltantes para optimizar la composta obtenida cuando se prepare en el sitio de interés.

En otras experiencias ejecutan este compostaje durante más de un mes para monitorear otros procesos que aquí no se observaron como la mineralización del nitrógeno, y tampoco se comparó con otras compostas (Boechat et al., 2013). Además, se puede complementar con un bioensayo ya sea con plantas nativas o incluso monitorear a los nematodos para verificar el efecto biológico de la composta antes de su aplicación en campo (Azim et al., 2017). Si el compostaje tipo Bokashi se monitorea por más tiempo se pueden estudiar otros procesos incluida la dilución de contaminantes.

La composta Bokashi presenta tanto ventajas como desventajas para su elaboración. Una ventaja es que el proceso de fermentación aeróbica permite una rápida descomposición de los residuos orgánicos debido a la inoculación de microorganismos anaerobios y al fomento de microorganismos nativos (Olle, 2021). Otra ventaja es que la temperatura y la aireación de la pila se regula con la práctica de volteo por lo que produce pocos gases de efecto invernadero y por tanto se reducen los malos olores (Restrepo-Rivera y Hensel, 2009). La desventaja radica en que la actividad de volteo debe realizarse al menos dos veces al día por una semana (FAO, 2011). Aun así, es una composta fácil de adaptar a las condiciones del sitio de interés y con los materiales disponibles en la ciudad.

La composta BSR es compatible con las siguientes características para una composta terminada en la Norma NMX-AA-180-SCFI-2018 (SEMARNAT, 2018): pH, CE, color, COT, relación C/N y temperatura (Tabla 9). Al considerar las especificaciones por tipo de composta, las características de la BSR final coinciden con la composta tipo III excepto por la CE, la humedad y la relación C/N, lo que permite evaluar a esta composta como estable. La concentración de EPT en la composta BSR es menor a la muestra de suelo ripario y a la recomendada para compostas tipo III (Tabla 10). Adicionalmente, los parámetros de pH, C/N, MO, CE, N total y concentración de EPT se encuentran dentro del rango recomendado para compostas destinadas a la remediación de suelos urbanos (Heyman et al., 2019). Con el compostaje del Bokashi parece viable la remediación *in situ* ya que mejora la mayoría de las características del suelo ripario *ex situ* a corto plazo.

**Tabla 9.** Comparación general de las especificaciones para compostas en México con la composta BSR final.

<b>Característica</b>	<b>Composta Terminada<sup>1</sup></b>	<b>BSR Final</b>
pH	6.7 – 8.5	7.4 (0.09)
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	0.5 – 12	1.3 (0.07)
Humedad (%)	25 – 45	8.8 (0.72)
Color	Marrón oscuro	Rojo muy oscuro
MO (%)	20 MS	17.58 (0.80)
COT (%)	10	10.2 (0.50)
N Total (%)	1 – 3	0.64 (0.02)

C/N	15 – 25	15.44 (0.39)
Temperatura (°C)	25 – 30	28

<sup>1</sup>SEMARNAT (2018). Promedio con error estándar en paréntesis (n=6). El porcentaje de COT se estimó solo para esta tabla. BSR: Bokashi con suelo ripario, CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, COT: carbono orgánico total, N: nitrógeno, C/N: carbono/nitrógeno, MS: materia seca.

**Tabla 10.** Comparación de la concentración de EPT (mg kg<sup>-1</sup>) de la composta BSR con las sugeridas para compostas tipo III.

Elemento	Concentración máxima <sup>1</sup>	BSR
As	2	<LDD *
Cd	2	0.96 (0.02) *
Cr	250	39.2 (0.8) *
Pb	150	12.7 (0.7) *
Zn	500	96.4 (4.6) *

Promedio y error estándar en paréntesis. <sup>1</sup> SEMARNAT (2018). LDD: límite de detección, BSR: Bokashi con suelo ripario. \*Diferencia con la prueba t-student.

La composta Bokashi es una técnica potencial para aplicar en suelo con características de contaminación por metales pesados. Una de las experiencias es que, con este compostaje, se logró la estabilización de los lodos residuales de la planta de tratamiento de aguas Itzicuaros en Morelia, Michoacán, y con residuos de origen animal y vegetal derivados de las actividades agropecuarias cerca de la ciudad de Morelia (Cortés-Tello y Jaramillo-López, 2020). De igual manera, la agregación de materia orgánica permite la actividad de la fauna edáfica por lo que se puede mejorar la actividad biológica y procesos asociados como el reciclaje de nutrientes en el suelo (Azim et al., 2017). En suma, hay oportunidad de robustecer el uso de la composta Bokashi como enmienda si se monitorea por más tiempo, se realizan repeticiones, se compara con otras compostas y se verifica el efecto biológico.

### 5.3 IMPLICACIONES DEL ESTUDIO

La presente evaluación refleja que, se pueden seleccionar variables edáficas fáciles de medir que permitan determinar las condiciones del suelo superficial, las cuales se

pueden monitorear en el tiempo. Los grupos funcionales de nematodos se pueden incluir en el diagnóstico general del suelo ripario ya que se entrelazan con las propiedades aquí estudiadas. Así mismo, se pueden realizar estudios espaciales y temporales que permitan capturar un gradiente de variación a lo largo de toda la zona riparia del río Chiquito en Morelia, tanto en la zona urbana como en la natural. Las propiedades del suelo pueden incluirse en una evaluación más integral del sistema que es la salud o calidad del suelo a nivel local (Guo, 2021). No obstante, los hallazgos deben interpretarse con los demás componentes del sistema, como son el contexto hidrológico, ecológico, geomorfológico, y social.

En un estudio reciente se elaboraron mapas edafológicos para Michoacán con evaluaciones de las funciones ambientales del suelo por ambiente morfogenético a escala 1:250,000 (Gallegos-Tavera, 2022). Si lo delimitamos a la microcuenca del río Chiquito podemos observar varias capacidades del suelo: se encuentran suelos con aptitud baja para hábitat humano, aptitud media en naturalidad, muy alta como archivo histórico, media en la descomposición de compuestos orgánicos, alta en la calidad y cantidad de agua de recarga al acuífero, alta para la retención de metales pesados, baja en la retención de nutrientes, pero alta en contenido de carbono orgánico (COT) y media en calidad agrícola. Lo anterior permite reconocer que el suelo y la zona riparia tienen el potencial de brindar servicios ecosistémicos para la ciudad de Morelia.

Es necesario considerar que el tramo del río que atraviesa la ciudad es la zona baja y de amortiguación de la microcuenca, y que está canalizado desde el sendero biocultural Filtros Viejos, por ello se requiere mejorar la calidad del suelo. La principal estrategia que recomiendan es la reducción de las fuentes de contaminación para evitar perder la capacidad amortiguadora en los suelos riparios (Cole et al., 2020), pero sería difícil de controlar en un contexto urbano con diversas causas posibles de degradación ya que este tramo del río se encuentra en medio de las avenidas. Una alternativa para mejorar la salud del suelo es la aplicación de compostas que han mostrado efectos positivos en las propiedades de suelos urbanos (Gómez-Sagasti et al., 2018). La composta Bokashi del presente estudio puede funcionar como primer impulsor para recuperar el suelo, por lo que se trata de verificar la respuesta de la composta para su futura aplicación en suelos con degradación. Otra propuesta es adaptarlo a un tipo de corredor ripario urbano para revitalizar estas zonas y al mismo

tiempo destacar la perspectiva biocultural (Gkiatas et al., 2021). Por ende, hay oportunidades de regeneración de las zonas riparias en las ciudades tomando en cuenta sus suelos como parte de las áreas verdes.

A pesar de que se han mostrado varias propuestas para la recuperación del río Chiquito, no han sido suficientes para destacar las funciones que tienen los suelos riparios que se encuentran en la ciudad. Anteriormente se destacó que se requiere tomar en cuenta al suelo para que las acciones de manejo y monitoreo de las zonas riparias tengan mayor éxito (Hale et al., 2014). Desde esta perspectiva, este estudio aporta evidencia previa de características relacionadas con la compactación y contaminación por metales pesados en el suelo ripario urbano, que se deberían reconsiderar en posteriores acciones de recuperación de la zona riparia.

Este trabajo aporta información que puede complementar a los demás componentes de la zona riparia, y encontrar alternativas adecuadas para la restauración del suelo. Estas alternativas y acciones posteriores no funcionarán si no se reducen o controlan las acciones que provocan el deterioro y la contaminación del suelo del río Chiquito en la ciudad de Morelia, como son el vertido de aguas residuales, depósito de basura, etc.

## 6. CONCLUSIONES

Con la determinación de las propiedades del suelo se evaluó la condición actual del suelo urbano superficial de la zona riparia del río Chiquito en Morelia, Michoacán. El suelo ripario de la zona urbana del río Chiquito tiene un sitio con características de compactación y otro con contaminación inorgánica por lo que la comprobación de la hipótesis fue parcial.

Los grupos de nematodos asociados a los microorganismos permitió conocer las condiciones del suelo superficial. Por ejemplo, el porcentaje de nematodos bacterívoros revela que el suelo ripario es vulnerable a la contaminación.

Las concentraciones de Cr, Pb y Zn en el suelo ripario superficial en la zona urbana son mayores a las concentraciones de fondo promedio para suelos, principalmente al final del río. No hay contaminación por As.

La enmienda orgánica fermentada preparada con el suelo del río Chiquito puede ser viable como técnica de remediación *ex situ* de suelos contaminados con metales pesados. Los resultados muestran que las características del suelo mejoraron y se diluyeron los EPT después de un mes. En estudios futuros, se requiere monitorear el efecto de la composta preparada in situ y cómo puede emplearse esta técnica para la restauración del suelo ripario.

## 7. LITERATURA CITADA

- Alarcón Neva, A., Chávez Morales, J., Palacios Vélez, Ó. L., e Ibáñez Castillo, L. A. (2020). Estimating areas vulnerable to flooding in urban zones: Morelia, Michoacán, Mexico. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 11(3), 1–26. <https://doi.org/10.24850/jtyca-2020-03-01>
- Araya-Yannarella, F., y Fernández-Hernández, A. (2017). Modificación del índice de calidad de riberas: Inclusión del componente social en la evaluación de la calidad ribereña de la microcuenca del río Burío-Quebrada Seca. *Uniciencia*, 31(1), 39. <https://doi.org/10.15359/ru.31-1.5>
- Atkinson, S. F., y Lake, M. C. (2020). Prioritizing riparian corridors for ecosystem restoration in urbanizing watersheds. *Peer J* (2), 1–24. <https://doi.org/10.7717/peerj.8174>
- Aulinas Masó, M., y Bonmatí Blasi, A. (2008). Evaluation of composting as a strategy for managing organic wastes from a municipal market in Nicaragua. *Bioresource Technology*, 99(11), 5120–5124. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.083>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., y Thami Alami, I. (2017). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, 8(2), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Benítez-Malvido, J., Jaramillo-López, P. F., Lobato-García, J. M., Siliceo-Cantero, H. H., Mora-Ardila, F., y Lombera, R. (2022). Effect of Habitat Disturbance on the Composition of Soil Nematode Functional Groups Associated with a Tropical Herb: *Heliconia collinsiana*. *Diversity*, 14, 836. <https://doi.org/10.3390/d14100836>
- Biswal, D. (2022). Nematodes as Ghosts of Land Use Past: Elucidating the Roles of Soil Nematode Community Studies as Indicators of Soil Health and Land Management Practices. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 194(5), 2357–2417. <https://doi.org/10.1007/s12010-022-03808-9>
- Boechat, C. L., Santos, J. A. G., y Aguiar Accioly, A. M. de (2013). Net mineralization nitrogen and soil chemical changes with application of organic wastes with 'Fermented Bokashi Compost.' *Acta Scientiarum - Agronomy*, 35(2), 257–264. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v35i2.15133>
- Buchman, M. F. (2008). *NOAA Screening Quick Reference Tables*. NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Bueno, M. (2008). *Como hacer un buen compost* (4ta ed.). La fertilidad de la Tierra.

Cabrera González, A., Medina Orozco, L., Alcalá de Jesús, M., Sánchez Espinoza, J. F., y Ayala Gómez, J. M. (2010). Suelos. En S. Cram, L. Galicia, y I. Israde-Alcántara (Eds.), *Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su Geografía y Entorno Socioambiental* (pp. 44–47). Instituto de Geografía UNAM / UMSNH.

Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME]. (2007). Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables.

Capon, S. J., Chambers, L. E., Mac Nally, R., Naiman, R. J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., Catford, J., Baldwin, D. S., Stewardson, M., Roberts, J., Parsons, M., y Williams, S. E. (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century: Hotspots for Climate Change Adaptation? *Ecosystems*, 16(3), 359–381. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1>

Chen, X., Zhao, Y., Zhang, C., Zhang, D., Yao, C., Meng, Q., Zhao, R., y Wei, Z. (2020). Speciation, toxicity mechanism and remediation ways of heavy metals during composting: A novel theoretical microbial remediation method is proposed. *Journal of Environmental Management*, 272, 111109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111109>

Cole, L. J., Stockan, J., y Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 296, 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>

CONAGUA. (2019). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación* (Diciembre). SEMARNAT.

Cortés-Tello, K. E., y Jaramillo-López, P. F. (2020). Fermented soil amendments made from stabilized biosolids and fly ash improve maize (*Zea mays* L.) nutrition and growth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9, 85–98. <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2020.671671>

Costantini, E. A. C., y Mocali, S. (2022). Soil health, soil genetic horizons and biodiversity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185, 24–34. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100437>

de Sosa, L. L., Glanville, H. C., Marshall, M. R., Pryor Williams, A., y Jones, D. L. (2018). Quantifying the contribution of riparian soils to the provision of ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 624, 807–819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.179>

Delgado, C., Israde Alcántara, I., Bautista, F., Gogichaishvili, A., Márquez, C., Cejudo, R., Morales, J., y González, I. (2018). Distribución Espacial De Fe Li, Pb, Mn, V, Y Zn En Suelos Urbanos De Morelia, Michoacán, México. *Revista*

*Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3), 427–440.  
<https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.03.06>

Dumas, J. B. A. (1831) Procèdes de l'analyse Organic. *Annales de Chimie et de Physique* (Annals of Chemistry and of Physics), 247, 198-213.

Dwivedi, D., Godsey, S. E., y Scheibe, T. D. (2021). Editorial: Linking Hydrological and Biogeochemical Processes in Riparian Corridors. *Frontiers in Water*, 3, 1–5.  
<https://doi.org/10.3389/frwa.2021.693763>

Environmental Protection Agency [EPA]. (2007). *METHOD 3051A (SW-846): MICROWAVE ASSISTED ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, SOILS, AND OILS* (Issue Revision 1). <https://epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>

Escalona-Domenech, R. Y., Infante-Mata, D. M., García-Alfaro, J. R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C. I., y Barba Macías, E. (2022). Evaluación de la Calidad del Agua y de la ribera en la Cuenca del Río Margaritas, Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 37–56.  
<https://doi.org/10.20937/RICA.54092>

European and Mediterranean Plant Protection Organization [EPPO]. (2013). PM 7/119 (1) Nematode extraction. *EPPO Bulletin*, 43(3), 471–495.

Fajardo, C., Costa, G., Nande, M., Botías, P., García-Cantalejo, J., y Martín, M. (2018). Pb, Cd, and Zn soil contamination: Monitoring functional and structural impacts on the microbiome. *Applied Soil Ecology*, 135, 56–64.  
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.10.022>

Flores-Rentería, D., Sánchez-Gallén, I., Morales-Rojas, D., Larsen, J., y Álvarez-Sánchez, J. (2020). Changes in the Abundance and Composition of a Microbial Community Associated with Land Use Change in a Mexican Tropical Rain Forest. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(3), 1144–1155.  
<https://doi.org/10.1007/s42729-020-00200-6>

Foro Científico Río Chiquito, Morelia Mich (14 de marzo de 2022). *Foro Científico: Importancia socioambiental de la microcuenca del Río Chiquito* [Videos]. Youtube.  
<https://www.youtube.com/@forocientificoriochiquitom2464>

Franch-Pardo, I., y Cancer-Pomar, L. (2017). El componente visual en la cartografía del paisaje. Aptitud paisajística para la protección en la cuenca del río Chiquito (Morelia, Michoacán). *Investigaciones Geográficas*, 93, 42–60.  
<https://doi.org/10.14350/rig.54730>

Gallegos Tavera, M. A. (2022). *Análisis espacial de las funciones ambientales de los suelos del Estado de Michoacán, México* [Tesis Doctorado]. UNAM.

Garduño-Monroy, V. H., y Israde-Alcántara, I. (2010). Geología. En S. Cram, L. Galicia, and I. Israde-Alcántara (Eds.), *Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su Geografía y Entorno Socioambiental* (pp. 197–222). Instituto de Geografía, UNAM / UMSNH.

Garduño Monroy, V. H., Giordano, N., Ávila Olivera, J. A., Hernández Madrigal, V. M., Sámano Nateras, A., y Díaz Salmerón, J. E. (2014). Estudio hidrogeológico del sistema acuífero de Morelia, Michoacán, para una correcta planificación del territorio. En A. Vieyra y A. Larrazábal (Eds.), *Urbanización, sociedad y medio ambiente. Experiencias en ciudades medias* (pp. 197–222). CIGA.

Garrido, A., Cuevas, M. L., Cotler, H., González, D. I., y Tharme, R. (2010). El estado de alteración ecohidrológica de los ríos de México. En H. Cotler Ávalos, A. Garrido Pérez, N. Luna González, C. Enríquez Guadarrama, y M. L. Cuevas Fernández (Eds.), *Las Cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Pluralia.

Geisen, S., Briones, M. J. I., Gan, H., Behan-Pelletier, V. M., Friman, V. P., de Groot, G. A., Hannula, S. E., Lindo, Z., Philippot, L., Tiunov, A. V., y Wall, D. H. (2019). A methodological framework to embrace soil biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 136, 107536. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107536>

Gkiatas, G., Kasapidis, I., Koutalakis, P., Iakovoglou, V., Savvopoulou, A., Germantzidis, I., y Zaimes, G. N. (2021). Enhancing urban and sub-urban riparian areas through ecosystem services and ecotourism activities. *Water Supply*, 21(6), 2974–2988. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.114>

Gómez-Sagasti, M. T., Hernández, A., Artetxe, U., Garbisu, C., y Becerril, J. M. (2018). How Valuable Are Organic Amendments as Tools for the Phytomanagement of Degraded Soils? The Knowns, Known Unknowns, and Unknowns. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2(68), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00068>

González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., y Sher, A. A. (2016). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>

Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Grace, S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., Zipperer, W. C., Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., y Zipperer, W. C. (2003). Down by the Riverside: Urban Riparian Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 315–321. <https://jsotr.org/stable/3868092>

Güiza, F., Mendoza, M. E., y Urquijo, P. S. (2020). *Los ríos de Morelia, ejes articuladores de la ciudad: Procesos históricos y relaciones socioambientales*. UNAM, CIGA-CONACYT.

Guo, M. (2021). Soil health assessment and management: Recent development in science and practices. *Soil Systems*, 5(61), 1–20. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5040061>

Gutiérrez, C., Fernández, C., Escuer, M., Campos-Herrera, R., Beltrán Rodríguez, M. E., Carbonell, G., y Rodríguez Martín, J. A. (2016). Effect of soil properties, heavy metals and emerging contaminants in the soil nematodes diversity. *Environmental Pollution*, 213, 184–194. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.012>

Hale, R., Reich, P., Daniel, T., Lake, P. S., y Cavagnaro, T. R. (2014). Scales that matter: Guiding effective monitoring of soil properties in restored riparian zones. *Geoderma*, 228–229, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.019>

Heyman, H., Bassuk, N., Bonhotal, J., y Walter, T. (2019). Compost quality recommendations for remediating urban soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 3191. <https://doi.org/10.3390/ijerph16173191>

Instituto Municipal de Planeación Morelia [IMPLAN]. (2017). *Caracterización de la microcuenca del río Chiquito: Fase I*. [https://implanmorelia.org/site/wp-content/uploads/2022/02/3.1\\_SINTESIS-TECNICA-RIO-CHIQUITO-ALTA.pdf](https://implanmorelia.org/site/wp-content/uploads/2022/02/3.1_SINTESIS-TECNICA-RIO-CHIQUITO-ALTA.pdf)

Jaramillo-López, P. F., Ramírez, M. I., y Pérez-Salicrup, D. R. (2015). Impacts of Bokashi on survival and growth rates of *Pinus pseudostrobus* in community reforestation projects. *Journal of Environmental Management*, 150, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.003>

Kassambara, A., y Mundt, F. (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. R Package Version 1.0.7. CRAN.R-project.org/package=factoextra

Larney, F. J., y Angers, D. A. (2012). The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92, 19–38. <https://doi.org/10.4141/CJSS2010-064>

Lê, S., Josse, J., y Husson, F. (2008). FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25, 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

Ma, J., Wei, X., Liu, S., y Wu, P. (2022). Changes in the soil nematode community among climate zones do not keep pace with changes in plant communities. *Catena*, 215, 106319. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106319>

Mariano Domínguez, F. (2008). *Estado de la red hidrográfica de las subcuencas Mil Cumbres-Azufres y alternativas de recuperación* [Tesis Maestría]. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Medina García, C., y Rodríguez Jiménez, L. S. (1993). Estudio florístico de la cuenca del río Chiquito de Morelia, Michoacán, México. *Flora Del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo Complementario IV*, junio, 1–71.

Mokondoko Delgadillo, P., Flores Díaz, A., González Mora, I., González Terrazas, D. I., Machorro Reyes, J., y Ríos Patrón, E. (2018). *Servicios ecosistémicos. Fundamentos desde el manejo de cuencas*. SEMARNAT, CECADESU, REMEXCU, WWF-México, INECC, Fundación Gonzalo Río Arronte. [agua.org.mx/wp-content/uploads/2018/05/Servicios-ecosistémicos-fundamentos-desde-el-manejo-de-cuencas.pdf](http://agua.org.mx/wp-content/uploads/2018/05/Servicios-ecosistémicos-fundamentos-desde-el-manejo-de-cuencas.pdf)

Molina León, I. (2011). *Evaluación de la calidad del agua de la red hidráulica superficial de la parte sur-sureste del municipio de Morelia, Michoacán: hacia un modelo de gestión* [Tesis Maestría]. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Munsell Color. (2000). *Munsell soil color charts*. Munsell Color Company.

Naiman, R. J., Décamps, H., y McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities* (Vol. 7, Issue 1). Elsevier Academic Press.

Natural Resources Conservation Service [NRCS]. (2022). *Soil Health*. United States Department of Agriculture. <https://nrcs.usda.gov/conservation-basics/natural-resource-concerns/soils/soil-health>

Nava-López, M. Z., Diemont, S. A. W., Hall, M., y Ávila-Akerberg, V. (2016). Riparian Buffer Zone and Whole Watershed Influences on River Water Quality: Implications for Ecosystem Services near Megacities. *Environmental Processes*, 3(2), 277–305. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0145-3>

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Antoniazzi Evangelista, H. B., FitzJohn, R., Friendly, M., Hannigan, G., Furneaux, B., Hill, M. O., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. J. F., y Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (v. 2.6). <https://cran.r-project.org/package=vegan>

Olle, M. (2021). Review: Bokashi technology as a promising technology for crop production in Europe. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 96(2), 145–152. <https://doi.org/10.1080/14620316.2020.1810140>

Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., y Ezeogu, L. I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the

methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2011). *Elaboración y Uso Del Bocashi*. Ministerio De Agricultura Y Ganadería. <http://www.fao.org/3/at788s/at788s.pdf>

Ortega Rodríguez, J. M. (1996). *Caracterización de la Cuenca del Río Chiquito de Morelia, Michoacán, México, por Medio de un Sistema de Información Geográfica* [Tesis Licenciatura]. UNAM, FES Iztacala.

Ortiz Rivera, A., Mendoza Cantú, M. E., Burgos Tornadú, A., y Bravo Espinosa, M. (2011). Implementación del modelo hidrológico SWAT: modelación y simulación multitemporal de la variación de la escurrentía en la cuenca del lago de Cuitzeo. En M. E. Mendoza Cantú, E. López Granados, y D. R. Pérez-Salicrup (Eds.), *Evaluación espacial y multitemporal de los cambios de cobertura y uso del terreno en la cuenca del lago de Cuitzeo: implicaciones para la sucesión forestal y el mantenimiento de la diversidad vegetal* (Proyecto I). Informe Técnico Final. UNAM, CIGA-CIECO.

Palansooriya, K. N., Shaheen, S. M., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N. S., Rinklebe, J., y Ok, Y. S. (2020). Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*, 134, 105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>

Pavlović, P., Marković, M., Kostić, O., Sakan, S., Đorđević, D., Perović, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Jarić, S., Paunović, M., y Mitrović, M. (2019). Evaluation of potentially toxic element contamination in the riparian zone of the River Sava. *CATENA*, 174, 399–412.

Pinay, G., Bernal, S., Abbott, B. W., Lupon, A., Marti, E., Sabater, F., y Krause, S. (2018). Riparian corridors: A new conceptual framework for assessing nitrogen buffering across biomes. *Frontiers in Environmental Science*, 6(47), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00047>

Piñón Flores, A. M., Pérez Munguía, R. M., Torres García, U., y Pineda López, R. (2014). Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia, Michoacán, México, basada en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 62(2), 221–231.

Quist, C. W., Gort, G., Mooijman, P., Brus, D. J., van den Elsen, S., Kostenko, O., Vervoort, M., Bakker, J., van der Putten, W. H., y Helder, J. (2019). Spatial distribution of soil nematodes relates to soil organic matter and life strategy. *Soil Biology and Biochemistry*, 136, 107542. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107542>

Restrepo Rivera, J., y Hensel, J. (2009). *Manual Práctico De Agricultura Orgánica y Panes De Piedra*. Impresora Feriva S.A.

Robledo Zacarías, V. H., Velázquez Machuca, M. A., Montañez Soto, J. L., Pimentel Equihua, J. L., Vallejo Cardona, A. A., López Calvillo, M. D., y Venegas González, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 221–235. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.04>

RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development for R* (No. 3). <http://rstudio.com/>

Sánchez-Moreno, S., Ferris, H., Young-Mathews, A., Culman, S. W., y Jackson, L. E. (2011). Abundance, diversity and connectance of soil food web channels along environmental gradients in an agricultural landscape. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(12), 2374–2383. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.016>

Sánchez Sepúlveda, H. U. (2011). *Calidad del agua y contexto social como base para la planeación y gestión en cuencas periurbanas. El caso del río Chiquito, Morelia, Michoacán* [Tesis Maestría]. Universidad Nacional Autónoma de México.

Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., y Sánchez, A. (2020). Recycling of organic wastes through composting: Process performance and compost application in agriculture. *Agronomy*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>

Schenk, J., Kleinbölting, N., y Traunspurger, W. (2020). Comparison of morphological, DNA barcoding, and metabarcoding characterizations of freshwater nematode communities. *Ecology and Evolution*, 10(6), 2885–2899. <https://doi.org/10.1002/ece3.6104>

Scott, B., Baldwin, A. H., Ballantine, K., Palmer, M., y Yarwood, S. (2020). The role of organic amendments in wetland restorations. *Restoration Ecology*, 28(4), 776–784. <https://doi.org/10.1111/rec.13179>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de La Federación.

SEMARNAT. (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de La Federación, 69.

SEMARNAT. (2018). Norma Oficial Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018, Que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad. Diario Oficial de La Federación, 1–52.

Siebe, C., Jahn, R., y Stahr, K. (2016). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo* (3ra ed.). UNAM.

Singh, R., Tiwari, A. K., and Singh, G. S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, 17(2), 195–223. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00436-5>

Sjoberg, D. D., Whiting, K., Curry, M., Lavery, J. A., y Larmarange, J. (2021). Reproducible summary tables with the gtsummary package. *The R Journal*, 13, 570–580. <https://doi.org/10.32614/RJ-2021-053>

Stella, J. C., y Bendix, J. (2018). Multiple stressors in riparian ecosystems. En S. Sabater, A. Elosegi y R. Ludwig (Eds.) *Multiple Stressors in River Ecosystems: Status, Impacts and Prospects for the Future* (pp. 81–110). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00005-4>

Symmank, L., Natho, S., Scholz, M., Schröder, U., Raupach, K., y Schulz-Zunkel, C. (2020). The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. *Ecological Engineering*, 158, 106040. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106040>

Technicon Industrial Systems. (1977). *Methods Manual: Analyzing Technologies AutoAnalyzer II*. Techicon Industrial Systems.

Trap, J., Bonkowski, M., Plassard, C., Villenave, C., y Blanchart, E. (2016). Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. *Plant and Soil*, 398, 1–24. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2671-6>

United States Department of Agriculture [USDA]. (2001). *Soil Quality Test Kit Guide* (Issue July). <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Soil%20Quality%20Test%20Kit%20Guide.pdf>

van den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., Traunspurger, W., Wardle, D. A., de Goede, R. G. M., Adams, B. J., Ahmad, W., Andriuzzi, W. S., Bardgett, R. D., Bonkowski, M., Campos-Herrera, R., Cares, J. E., Caruso, T., de Brito Caixeta, L., Chen, X., Costa, S. R., Creamer, R., ... Crowther, T. W. (2019). Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature*, 572, 194–198. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1418-6>

van Zwieten, L. (2018). The long-term role of organic amendments in addressing soil constraints to production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111, 99–102. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9934-6>

Vidal Zepeda, R. (2010). Clima. En S. Cram, L. Galicia, and I. Israde-Alcántara (Eds.), *Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su Geografía y Entorno Socioambiental* (pp. 24–27). Instituto de Geografía, UNAM / UMSNH.

Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1). <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>

Wei, T., y Simko, V. (2021). R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). <https://github.com/taiyun/corrplot>

Weil, R. R. y Brady, N. C. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15va ed.). Pearson.

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>

Yeates, G. W., Bongers, T., De Goede, R. G., Freckman, D. W., y Georgieva, S. S. (1993). Feeding habits in soil nematode families and genera-an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, 25(3), 315-331.

Zermeño-Hernández, I., Benítez-Malvido, J., Suazo-Ortuño, I., y Méndez-Toribio, M. (2020). Impact of adjacent land use on the ecological condition of riparian habitats: The relation between condition and vegetation properties. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 610–621. <https://doi.org/10.1111/avsc.12508>

Zhou, J., Wang, Y., Huang, G., Zhang, C., Ai, Y., Li, W., Li, X., Zhang, P., Zhang, J., Huang, Y., Zhou, S., y Zheng, J. (2022). Variation of microbial activities and communities in petroleum-contaminated soils induced by the addition of organic materials and bacterivorous nematodes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 237, 113559. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113559>

## APÉNDICE I

Datos promedio con error estándar de las características estudiadas del suelo y por sitio de estudio en la zona riparia del río Chiquito en Morelia, Michoacán, en 0-20 cm de profundidad. Para la ubicación exacta y descripción de los sitios, ver figura 3 y tabla 2.

Característica	MM	PER	JUA	GDE
DA (g cm <sup>-3</sup> )	1.16 (0.04) <sup>bc</sup>	1.59 (0.03) <sup>a</sup>	1.31 (0.08) <sup>b</sup>	1.07 (0.05) <sup>c</sup>
Textura	Franco-arcilloso	Franco limoso	Franco limoso	Franco limoso
Color	7.5YR 2.5/2	7.5YR 2.5/3	7.5YR 2.5/3	7.5YR 2/3
Humedad (%)	25.00 (0.77) <sup>a</sup>	12.83 (0.98) <sup>b</sup>	24.83 (5.31) <sup>a</sup>	32.17 (1.58) <sup>a</sup>
Porosidad (%)	0.58 (0.02) <sup>ab</sup>	0.40 (0.01) <sup>c</sup>	0.51 (0.03) <sup>b</sup>	0.59 (0.02) <sup>a</sup>
pH	5.86 (0.19) <sup>c</sup>	7.34 (0.08) <sup>a</sup>	7.03 (0.10) <sup>a</sup>	6.47 (0.09) <sup>b</sup>
MO (%)	7.62 (0.98) <sup>ab</sup>	3.12 (0.31) <sup>c</sup>	5.52 (0.30) <sup>b</sup>	7.80 (0.33) <sup>a</sup>
Nitratos (mg kg <sup>-1</sup> )	1.67 (0.17) <sup>b</sup>	1.17 (0.27) <sup>b</sup>	4.46 (1.09) <sup>a</sup>	4.28 (0.86) <sup>a</sup>
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	2.67 (0.21) <sup>b</sup>	4.00 <sup>a</sup>	4.00 <sup>a</sup>	3.83 (0.17) <sup>a</sup>
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	25.83 (0.31) <sup>c</sup>	46.00 (0.45) <sup>a</sup>	42.00 (0.45) <sup>b</sup>	43.83 (0.65) <sup>b</sup>
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	11.00 <sup>c</sup>	14.83 (1.05) <sup>b</sup>	16.00 (0.26) <sup>b</sup>	37.83 (0.91) <sup>a</sup>
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	35.17 (0.17) <sup>d</sup>	48.17 (1.05) <sup>c</sup>	58.83 (0.40) <sup>b</sup>	93.83 (1.66) <sup>a</sup>
Bacterivoros <sup>1</sup>	25 (5) <sup>c</sup>	54 (13) <sup>b</sup>	53 (13) <sup>b</sup>	221 (35) <sup>a</sup>
Fungivoros <sup>1</sup>	56 (8.55) <sup>a</sup>	20 (5) <sup>c</sup>	27 (9) <sup>b</sup>	87 (41) <sup>a</sup>
Fitoparasitos <sup>1</sup>	15 (7) <sup>a</sup>	16 (11) <sup>a</sup>	3 (2) <sup>b</sup>	2 (2) <sup>b</sup>
Depredadores <sup>1</sup>	6 (2) <sup>a</sup>	6 (1) <sup>a</sup>	4 (2) <sup>a</sup>	1 (1) <sup>b</sup>
Bacterias Total <sup>2</sup>	9.56 (0.62) <sup>b</sup>	8.98 (1.32) <sup>b</sup>	sd	14.25 (1.39) <sup>a</sup>
Bacterias gram+ <sup>2</sup>	5.71 (0.61) <sup>a</sup>	5.33 (0.72) <sup>a</sup>	sd	2.97 (0.10) <sup>b</sup>
Bacterias gram- <sup>2</sup>	3.85 (0.01) <sup>b</sup>	3.65 (0.73) <sup>b</sup>	sd	11.28 (1.29) <sup>a</sup>
Actinobacterias <sup>2</sup>	3.61 (0.29) <sup>a</sup>	1.04 (0.19) <sup>c</sup>	sd	2.12 (0.12) <sup>b</sup>
Hongos <sup>2</sup>	11.47 (0.93) <sup>b</sup>	16.44 (0.71) <sup>a</sup>	sd	7.18 (0.17) <sup>c</sup>
HMA <sup>2</sup>	4.26 (0.21) <sup>a</sup>	4.22 (0.74) <sup>a</sup>	sd	1.66 (0.09) <sup>b</sup>

<sup>1</sup>100 g de suelo fresco. <sup>2</sup>nm g<sup>-1</sup>. Las letras diferentes son diferencia por Sitio para la prueba Tukey (n=6). DA: densidad aparente, MO: materia orgánica, HMA: hongos micorrízicos arbusculares, gram+: grampositivas, gram-: gramnegativas, sd: sin datos. Sitios = MM: San Miguel del Monte, PER: Avenida Periférico, JUA: Avenida Juárez, GDE: Río Grande.

## APÉNDICE II

Procedimiento modificado del Método 3051a de la U.S. EPA (2007) para la digestión ácida de las muestras de suelo y composta.

- 1 Preparación de la muestra
  - 1.1 Procedimiento AS-01, de la NOM-021.
  - 1.2 Secado de las muestras a temperatura ambiente por dos días.
- 2 Digestión ácida de las muestras
  - 2.1 Pesado de 0.5 g del suelo y 0.5 g de composta cada uno por duplicado, y 0.25 g de dos MRC por tipo de muestra, para colocarlos en los tubos de digestión.
  - 2.2 Se agregan los ácidos de la Tabla 1 en las muestras en una campana de extracción. Se preparan dos blancos.

**Tabla 1.** Reactivos y Material de Referencia Certificado (MRC) para la digestión y validación del análisis por tipo de muestra.

<b>Suelo ripario</b>	<b>Composta</b>
Solución: 7.5 mL HNO <sub>3</sub> al 69.0-70.0 % + 3 mL HCl ultrapuro	Solución: 7 mL HNO <sub>3</sub> al 69.0-70.0 % + 2 mL HCl ultrapuro
MRC 1) 1547. Peach leaves (NIST) 2) 8704. Buffalo River Sediment (NIST)	MRC 1) 8704. Buffalo River Sediment (NIST) 2) HISS-1. Marine Sediment (NRC)
Blanco Solución HNO <sub>3</sub> + HCl	Blanco Solución HNO <sub>3</sub> + HCl

- 3 Digestión en el sistema de digestión de microondas Mars6, CEM.

**Tabla 2.** Temperaturas y tiempos programados en el Sistema de digestión de microondas.

<b>Etapa</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Tiempo (min)</b>
Inicio	175 ± 5	5.5 ± 0.25
Durante	175 ± 5	4.5

Dejar enfriar el equipo mínimo una hora para sacar las muestras.

- 4 Filtrado de los digestatos con un papel filtro Whatman de 40 mm y recuperado en un matraz aforado de 25 mL. Se lava dos veces el tubo de digestión y el papel filtro con agua desionizada.
- 5 Aforo con agua desionizada y envasado en recipientes de polietileno de 50 mL.
- 6 Resguardo de las muestras a 4 °C hasta su análisis en el Espectrofotómetro de Emisión Óptica de Plasma Inducido (ICP-OES).